

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA**

AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS TRAÇO EM OSTRAS DE MANGUE (*Crassostrea rhizophorae* Guilding, 1828), SURURU (*Mytella charruana* D'Orbigny, 1846) E SEDIMENTOS SUPERFICIAIS NO ESTUÁRIO DO RIO FORMOSO, PERNAMBUCO.

SABRINA VITÓRIA CÂMARA RAMOS

RECIFE

2011

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS TRAÇO EM OSTRAS DE MANGUE (*Crassostrea rhizophorae* Guilding, 1828), SURURU (*Mytella charruana* D'Orbigny, 1846) E SEDIMENTOS SUPERFICIAIS NO ESTUÁRIO DO RIO FORMOSO, PERNAMBUCO.

SABRINA VITÓRIA CÂMARA RAMOS

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre. Área de concentração: Oceanografia Química

Orientador: Professor Dr. Sílvio José de Macêdo

Co-Orientador: Profa Dra. Marta Maria Menezes Bezerra Duarte

RECIFE

2011

R175a Ramos, Sabrina Vitória Câmara.

Avaliação da concentração de metais traço em ostra de mangue (*Crassostrea rhizophorae* Guilding, 1828), sururu (*Mytella charruana* D'Orbigny, 1846) e sedimentos superficiais no estuário do Rio Formoso, Pernambuco /Sabrina Vitória Câmara Ramos. - Recife: O Autor, 2011.

xiv, 164 folhas; il., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Sílvio José de Macêdo.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2011.

Inclui Referências e Anexos.

1. Oceanografia Química. 2. Metais traço. 3. Molusco Bivalve 4. Estuário do Rio Formoso, PE. I. Macêdo, Sílvio José de (orientador). II. Título

551.46 CDD (22. ed.)

UFPE/BCTG/2011-82

Catálogo na fonte

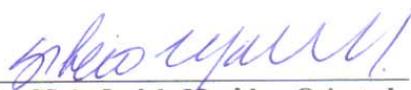
Bibliotecária Maria Luiza de Moura Ferreira, CRB-4 / 1469

SABRINA VITÓRIA CÂMARA RAMOS

AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE METAIS TRAÇO EM OSTRAS DE MANGUE (*Crassostrea rhizophorae* Guilding, 1828), SURURU (*Mytella charruana* D'Orbigny, 1846) E SEDIMENTOS SUPERFICIAIS NO ESTUÁRIO DO RIO FORMOSO, PERNAMBUCO.

DISSERTAÇÃO DEFENDIDA E APROVADA EM : 24 DE FEVEREIRO DE 2011

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Silvio José de Macêdo – Orientador

Departamento de Oceanografia – Universidade Federal de Pernambuco



Prof. Dr. Valdinete Lins da Silva

Departamento de Engenharia Química- Universidade Federal de Pernambuco



Prof. Dr. Deusinete de Oliveira Tenório

Departamento de Oceanografia – Universidade Federal de Pernambuco

DEDICO

À MINHA FAMÍLIA

Aos meus pais, Sônia Ramos e Edmar Ramos, por sempre estarem presentes em minha vida, pelo amor incondicional e por não medirem esforços para que eu realize meus sonhos.....

Ao meu marido Pedro Couto, pela paciência, pelo companheirismo, apoio e compreensão dedicados a este importante momento de minha vida....

E, finalmente, a minha querida filha Giovana Câmara....por ela eu mudo o mundo! Obrigada pela maravilhosa presença e pelo apoio, que mesmo inconsciente me motiva cada vez mais na conquista por mais e melhores ideais.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelos sonhos realizados e por tantos ainda projetados. A Ele desejo expressar a minha sincera gratidão por ter me dado forças nos momentos em que os obstáculos pareciam intransponíveis.

Ao Professor Dr. Sílvio José de Macêdo desejo exprimir o meu reconhecimento e gratidão pela orientação, disponibilidade sempre demonstrada e pelos valiosos conhecimentos que me transmitiu, bem como todas as facilidades concedidas ao longo dos últimos três anos.

À amiga e Professora Dr^a. Héli da Karlla Phillippini da Silva quero expressar o meu agradecimento pelo apoio, incitamento, críticas e sugestões.

A ambos agradeço ainda a disponibilização dos laboratórios e equipamentos utilizados para a realização deste trabalho.

À Professora Dr^a. Marta Maria Bezerra Duarte pela co-orientação, que apesar dos nascimentos de nossas filhas terem nos afastado um pouco, conseguimos fazer o “milagre de cada minuto valer por uma hora”.

Ao Departamento de Oceanografia (DOCEAN) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), através do Professor Manoel de Jesus Flores Montes, coordenador do Departamento, agradeço todas as facilidades concedidas no que se refere às atividades laboratoriais. Aos estagiários do Laboratório de Oceanografia Química (LOQUIM) pela amizade e eficiência no processamento das amostras hidrológicas.

Aos técnicos do DOCEAN, em especial ao Sr. Hermes Ferreira de Paula pelo apoio nas coletas.

Aos profissionais e técnicos da Associação Instituto de Tecnologia de Pernambuco pelo suporte e disponibilização dos laboratórios e equipamentos utilizados neste estudo, em especial agradeço aos colegas do Laboratório de Qualidade de Água.

À Professora Dr^a. Núbia Chaves Guerra agradeço todas as gentilezas concedidas, a disponibilização de materiais importantes para a preparação das amostras de sedimentos e as boas conversas pelos corredores do Departamento.

Ao Professor Valdir Manso e aos funcionários do Departamento de Geologia, pela disponibilização do laboratório e orientações prestadas.

Aos colegas de turma, que por determinado tempo, estiveram sempre unidos em busca do mesmo sonho. Em especial aos colegas: Carolina Costa, João Lucas Feitosa, Marina Leitão, Débora Lucatelli e Catarina Araújo pelo apoio num momento difícil e especial da minha vida.

Minha enorme gratidão à minha prima Andréia Santos e à minha Tia Neco Santos, que por algum tempo, cuidaram, com muito carinho, da minha filha para que pudesse cumprir com as minhas atividades acadêmicas. Aos meus primos André Santos e Aureliano Santos por também participarem do crescimento da minha filha Giovana.

À minha sogra, Dayse Souza, sua mãe Lúcia Souza e minha cunhada Luciana Souza pela inestimável colaboração que tanto contribuiu para finalização deste trabalho.

Aos velhos e bons amigos que me proporcionaram momentos de descontração em meio a tantas preocupações e responsabilidades, em especial agradeço a eles: Cosme de Castro, Mílvia de Castro, Chirleanny Mendes, Flávia Farias, Maria Eduarda Andrade e Luiz Ximenes.

Aos meus familiares pelo apoio e carinho dedicados em toda a minha vida. Ao meu Tio George Jimenez, professor da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) que me apresentou à Ciência.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado.

Aos meus pais Sônia Ramos e Edmar Ramos pelo eterno apoio.

Ao meu marido Pedro Couto pelas incansáveis provas de companheirismo.

À minha filha Giovana Câmara por sua preciosa vida fazer parte dos meus dias.

A todos aqueles que de forma direta ou indireta contribuíram para a realização deste trabalho.

Muito obrigada!

RESUMO

O estuário do rio Formoso localiza-se no litoral sul do estado de Pernambuco ($8^{\circ} 39'$ - $8^{\circ} 42'S$ e $35^{\circ} 10'$ - $35^{\circ} 05'W$) e está inserido em uma área de proteção ambiental, denominada APA de Guadalupe. Este ecossistema desempenha um importante papel socioeconômico para a comunidade local, além de possuir uma grande diversidade ecológica. Os impactos produzidos pelos despejos de efluentes hospitalares e domésticos, aumento do tráfego de embarcações motorizadas, carreamento de agrotóxicos de plantações das proximidades e uso destes para a pesca predatória, provocam um acentuado desequilíbrio no estuário, refletindo diretamente na população local, pela introdução de metais-traço nas áreas costeira e estuarina. Baseado nestas prerrogativas, o presente estudo visou a determinação das concentrações de metais-traço (zinco, selênio, arsênio, alumínio, ferro, manganês, chumbo e cromo) no sedimento superficial e em duas espécies de moluscos filtradores (*Crassostrea rhizophorae* e *Mytella charruana*), objetivando basicamente avaliar o grau de contaminação do estuário e fornecer indicadores para o estabelecimento de um futuro monitoramento ambiental da área. Amostras de sedimentos superficiais foram coletadas em 04 estações ao longo do estuário, durante os períodos seco e chuvoso do ano de 2009 nas margens direita e esquerda do estuário do rio Formoso. A profundidade do material coletado esteve compreendida entre 0 e 10 cm, onde as amostras foram colhidas durante as baixa-mares. Amostras do material biológico foram coletadas em bancos naturais do estuário localizados próximos à estação 2. Os parâmetros hidrológicos foram coletados nas mesmas estações do sedimento, na parte mais profunda da área. Os resultados obtidos indicaram elevadas concentrações de zinco, arsênio, ferro, manganês, chumbo e cromo nos sedimentos e arsênio, ferro e manganês nos moluscos bivalves. Para análise e quantificação dos metais nos sedimentos e moluscos, foram realizadas digestões ácidas próprias para cada matriz e utilizado o Espectrômetro de Emissão Ótica em Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES). Os dados produzidos indicaram contaminação das matrizes utilizadas na pesquisa, onde os resultados obtidos foram comparados aos valores de referência das agências ambientais nacionais e internacionais.

Palavras-chaves: Metais, Sedimento Superficial, Molusco Bivalve, Estuário.

ABSTRACT

The estuary of the Rio Formoso is located in the southern coastal of the state of Pernambuco (8° 39'- 8° 42'S e 35° 10' – 35° 05'W) and housed in an environmentally protected area, called Guadalupe APA. This ecosystem plays an important socioeconomic role for the local community, besides to have a great ecological diversity. The impacts produced by the hospital discharges of effluents and domestic traffic increased motorized boats, drift of pesticides from nearby plantations and use these to overfishing, causing a marked imbalance in the estuary, directly affecting local population, by the introduction of trace metals in coastal and estuarine areas. Based on these prerogatives, the study aims to determine the concentrations of trace metals (zinc, selenium, arsenic, aluminum, iron, manganese, lead and chromium) in surface sediment and two species of bivalve filter-feeders (*Crassostrea rhizophorae* and *Mytella charruana*), aimed primarily to evaluate the degree contamination of the estuary and provide indicators for the future establishment of an environmental monitoring of the area. Surface sediment samples were collected at 04 stations along the estuary during the rainy and dry seasons of 2009 at left and right banks of the river. The depth of the material collected was between 0 and 10 cm, where the samples were collected during the low seas. Samples of biological material were collected from natural beds located in the estuary, in the proximity of the station 2. The hydrological parameters were collected at the same stations used for the sediment, in main channel of the river. The results indicated high concentrations of zinc, arsenic, iron, manganese, lead and chromium in sediments and arsenic, iron and manganese in shellfish bivalves. For analysis and quantification of metals in sediment and molluscs, acid digestion were fit for each matrix used and Optical Emission Spectrometer Inductively Coupled Plasma (ICP-OES). The data produced indicated contamination of the matrices used in the research, where results were compared to reference values of national and internacional environmental agencies.

Keywords: Metals, Sediment Surface, bivalve molluscs, Estuary.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01. Molusco bivalve <i>Crassostrea rhizophorae</i>	36
Figura 02. Molusco bivalve <i>Mytella charruana</i>	37
Figura 03. Mapa do Complexo Estuarino do rio Formoso, com a localização dos pontos de amostragens (P1,P2,P3 e P4), e sua posição no litoral sul do estado de Pernambuco.....	44
Figura 04. Imagem de rede pesca do tipo “tapagem” inserida no estuário do rio Formoso.....	47
Figura 05. Tráfego de embarcação turística.....	49
Figura 06. Coleta de água para análise de parâmetros hidrológicos.....	52
Figura 07. Coleta de sedimento no estuário do rio Formoso.....	56
Figura 08. Peneira para sedimento, abertura da malha 0,062mm	57
Figura 09. Materiais utilizados nos procedimentos de análise dos metais em amostras de sedimento. A: Balança digital; B: Recipientes de teflon e seus respectivos suportes ; C: Digestor de amostras por microondas; D: Chapa elétrica com cadinhos de polietileno e E: Espectrômetro de Emissão Ótica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES).....	58
Figura 10. Fluxograma do processo analítico para determinação de metais em sedimentos.....	60
Figura 11. Fluxograma do método empregado para análise granulométrica	62
Figura 12. Materiais utilizados no procedimento de análise granulométrica A: Amostras quarteadas; B: Agitador de peneiras e C: Amostras secas em estufa	63

Figura 13. Materiais utilizados nos procedimentos de digestão das amostras de molusco. A: Abertura do molusco sururu; B: Abertura do molusco ostra; C: Armazenamento de amostras em frascos de polietileno; D: Retirada do excesso líquido utilizando Bico de Bunsen e cadinhos de porcelana.....	65
Figura 14. Materiais utilizados nos procedimentos de digestão das amostras de molusco. A: Aquecimento das amostras na mufla; B: Diluição em ácido; C: Filtração e armazenamento em frascos polietileno; D: Transferência para balão volumétrico.....	66
Figura 15. Fluxograma do processo analítico para determinação de metais em moluscos	67
Figura 16. Gráfico dos escores para a análise por componentes principais utilizando os dados dos moluscos bivalves (PC1xPC2)	69
Figura 17. Gráfico dos escores para a análise por componentes principais utilizando os dados dos parâmetros hidrológicos, MO e moluscos bivalves (PC1 x PC2).....	70
Figura 18. Gráfico dos escores para a análise por componentes principais utilizando os dados dos parâmetros hidrológicos, MO e moluscos bivalves (PC1xPC3).....	71
Figura 19. Gráfico dos escores para a análise por componentes principais utilizando os dados dos sedimentos superficiais (PC1 x PC2).....	72
Figura 20. Gráfico dos escores para a análise por componentes principais utilizando os dados dos parâmetros hidrológicos, MO e sedimentos superficiais (PC1 x PC2).....	72
Figura 21. Gráfico dos escores para a análise por componentes principais utilizando os dados dos sedimentos superficiais (PC1-PC3).....	73
Figura 22. Gráfico dos escores para a análise por componentes principais utilizando os dados dos parâmetros hidrológicos, MO e sedimentos superficiais (PC1 x PC3).....	74
Figura 23. Gráfico da variação de transparência, nos períodos seco e chuvoso	76
Figura 24. Gráfico da variação da temperatura, nos períodos seco e chuvoso.....	77
Figura 25. Gráfico da variação da salinidade, nos períodos seco e chuvoso.....	79
Figura 26. Gráfico da variação do pH, nos períodos seco e chuvoso.....	81

Figura 27. Gráfico da variação de oxigênio dissolvido, nos períodos seco e chuvoso.....	82
Figura 28. Gráfico da variação da Taxa de Saturação de Oxigênio nos períodos seco e chuvoso	83
Figura 29. Gráfico da variação da DBO, nos períodos seco e chuvoso.....	85
Figura 30. Gráfico da variação do teor de matéria orgânica, nos períodos seco e chuvoso.....	87
Figura 31. Variação da concentração de Zn no sedimento superficial.....	89
Figura 32. Variação da concentração de Se no sedimento superficial.....	91
Figura 33. Variação da concentração de As no sedimento superficial.....	93
Figura 34. Variação da concentração de Al no sedimento superficial.....	94
Figura 35. Variação da concentração de Fe no sedimento superficial.....	96
Figura 36. Variação da concentração de Mn no sedimento superficial.....	97
Figura 37. Variação da concentração de Pb no sedimento superficial.....	99
Figura 38. Variação da concentração de Cr no sedimento superficial.....	101
Figura 39. Frações granulométricas nos meses estudados.....	104
Figura 40. Variação da concentração de Zn em moluscos bivalves.....	106
Figura 41. Variação da concentração de Se em moluscos bivalves.....	109
Figura 42. Variação da concentração de As em moluscos bivalves.....	110
Figura 43. Variação da concentração de Al em moluscos bivalves.....	111
Figura 44. Variação da concentração de Fe em moluscos bivalves.....	113
Figura 45. Variação da concentração de Mn em moluscos bivalves.....	114
Figura 46. Variação da concentração de Pb em moluscos bivalves.....	116
Figura 47. Variação da concentração de Cr em moluscos bivalves.....	118

LISTA DE TABELAS

Tabela 01. Localização dos pontos da coleta em relação ao rio Formoso.....	51
--	----

LISTA DE APÊNDICES

APÊNDICE A-Resultado dos loadings para análise de Componentes Principais utilizando os dados referentes aos moluscos, parâmetros hidrológicos, matéria orgânica e metais....	142
APÊNDICE B- Resultado dos loadings para análise de Componentes Principais utilizando os dados referentes aos sedimentos, parâmetros hidrológicos, matéria orgânica e metais	143
APÊNDICE C- Resultados da Transparência da água.....	144
APÊNDICE D- Resultados da Temperatura.....	144
APÊNDICE E- Resultados da Salinidade.....	145
APÊNDICE F- Resultados do Potencial Hidrogeniônico.....	145
APÊNDICE G- Resultados do Oxigênio Dissolvido.....	146
APÊNDICE H- Resultados da Taxa de Saturação de Oxigênio.....	146
APÊNDICE I- Resultados da Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	147
APÊNDICE J- Resultados do Teor de Matéria Orgânica nos sedimentos superficial.....	148
APENDICE K- Resultados da concentração de zinco no sedimento superficial.....	149
APENDICE L- Resultados da concentração de selênio no sedimento superficial.....	150
APENDICE M- Resultados da concentração de arsênio no sedimento superficial.....	151
APENDICE N- Resultados da concentração de alumínio no sedimento superficial.....	152
APENDICE O- Resultados da concentração de ferro no sedimento superficial.....	153
APENDICE P- Resultados da concentração de manganês no sedimento superficial.....	154
APENDICE Q- Resultados da concentração de chumbo no sedimento superficial.....	155
APENDICE R- Resultados da concentração de cromo no sedimento superficial.....	156
APENDICE S- Resultados das porcentagens das frações granulométricas nos sedimentos superficiais.....	157
APENDICE T- Resultados da concentração de zinco nos moluscos filtradores.....	158
APÊNDICE U- Resultados da concentração de selênio nos moluscos filtradores.....	158
APÊNDICE V- Resultados da concentração de selênio nos moluscos filtradores.....	159
APÊNDICE W- Resultados da concentração de alumínio nos moluscos filtradores.....	159

APÊNDICE X- Resultados da concentração de ferro nos moluscos filtradores.....	160
APÊNDICE Y- Resultados da concentração de manganês nos moluscos filtradores.....	160
APÊNDICE Z- Resultados da concentração de chumbo nos moluscos filtradores.....	161
APÊNDICE AA- Resultados da concentração de cromo nos moluscos filtradores.....	161

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	v
RESUMO.....	vii
ABSTRACT.....	viii
LISTA DE FIGURAS.....	ix
LISTA DE TABELAS.....	xii
LISTA DE APÊNDICES.....	xiii
1.0 INTRODUÇÃO.....	01
2.0 OBJETIVOS.....	04
2.1 Objetivo geral.....	04
2.2 Objetivos específicos.....	04
3.0 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	05
3.1 Variação dos metais-traço no meio ambiente.....	05
3.2 Características e Toxicologia dos metais.....	07
3.2.1 Zinco.....	07
3.2.2 Selênio.....	08
3.2.3 Arsênio.....	11
3.2.4 Alumínio	13
3.2.5 Ferro.....	15
3.2.6 Manganês.....	17
3.2.7 Chumbo.....	19
3.2.8 Cromo	21
3.3 Metais-traço em sedimentos estuarinos.....	22
3.4 Bioindicadores animais de metais-traço em ambientes estuarinos.....	27
3.4.1 Características gerais das espécies estudadas.....	35
3.4.1.1 Ostra de mangue (<i>Crassostrea rhizophorae</i>)	35
3.4.1.2 Sururu (<i>Mytella charruana</i>).....	36
4.0 PARÂMETROS HIDROLÓGICOS.....	38
5.0 DESCRIÇÃO DA ÁREA.....	42
5.1 Localização e características morfológicas.....	42
5.2 Condições climáticas.....	42
5.3 Aspectos da hidrologia.....	43
5.4 Vegetação.....	43
5.5 Estuário do rio Formoso.....	44
6.0 METODOLOGIA	49
6.1 Amostragens.....	49
6.2 Coleta dos parâmetros hidrológicos.....	52
6.2.1 Transparência da água.....	53
6.2.2 Temperatura.....	53
6.2.3 Salinidade.....	53
6.2.4 Potencial Hidrogeniônico.....	54
6.2.5 Oxigênio Dissolvido.....	54
6.2.6 Taxa de saturação de oxigênio.....	54
6.3 Determinação do teor de matéria orgânica nos sedimentos superficiais.....	54
6.4 Tratamento estatístico: Validação do método para análise de sedimentos	55

6.5	Análise estatística.....	55
6.6	Metodologia para coleta, preparação e análise das amostras de sedimento.....	55
6.6.1	Valores de referência para sedimentos.....	61
6.6.2	Análise granulométrica	61
6.7	Metodologia para coleta, preparação e análise das amostras de moluscos	64
6.7.1	Valores de referência para moluscos.....	66
7.0	RESULTADOS E DISCUSSÃO	68
7.1	Análise das Componentes Principais.....	68
7.2	Parâmetros Hidrológicos.....	74
7.2.1	Transparência da água.....	75
7.2.2	Temperatura	76
7.2.3	Salinidade.....	78
7.2.4	Potencial Hidrogeniônico	80
7.2.5	Oxigênio Dissolvido	81
7.2.6	Taxa de saturação de oxigênio.....	83
7.2.7	Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	84
7.3	Resultado do Teor de Matéria Orgânica nos sedimentos superficiais.....	86
7.4	Metais nos sedimentos.....	88
7.4.1	Zinco.....	88
7.4.2	Selênio.....	90
7.4.3	Arsênio.....	92
7.4.4	Alumínio.....	94
7.4.5	Ferro.....	95
7.4.6	Manganês.....	97
7.4.7	Chumbo.....	98
7.4.8	Cromo.....	100
7.5	Granulometria.....	103
7.6	Metais nos moluscos bivalves.....	105
7.6.1	Zinco.....	105
7.6.2	Selênio.....	109
7.6.3	Arsênio.....	110
7.6.4	Alumínio.....	111
7.6.5	Ferro.....	112
7.6.6	Manganês.....	114
7.6.7	Chumbo.....	115
7.6.8	Cromo.....	117
8.0	CONCLUSÕES	119
9.0	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	120
	APÊNDICES	141
	ANEXOS	

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, a contaminação dos ambientes aquáticos tem sido alvo de muitas discussões, principalmente, no que se refere à presença dos metais-traço nestes ecossistemas. A qualidade das águas em muitas regiões do mundo revela o descaso com que foram tratadas os efluentes urbanos e da agricultura nas atividades humanas, bem como a má utilização e o planejamento inadequado do recurso.

A crescente degradação ambiental, marcadamente presente no final do século XX tem originado muitos questionamentos acerca dos problemas que a contaminação urbana poderia desencadear sobre a saúde da população. Nesse contexto, o aumento na quantidade, e na variedade dos resíduos sólidos gerados pelas atividades domésticas sociais e industriais emerge como um dos problemas prioritários da sociedade contemporânea (MUÑOZ, 2002).

Borges (2007) relata que paralelo ao crescimento industrial houve um incremento no lançamento de metais-traço em ecossistemas aquáticos, sem o tratamento prévio adequado.

Os metais são elementos amplamente distribuídos pela crosta terrestre e, juntamente com os outros elementos, fazem parte da estrutura cristalina das rochas. São essenciais para a sobrevivência do homem e para o funcionamento da sociedade moderna, onde as transformações de matérias-primas em produtos manufaturados tornaram-se uma condição necessária para a vida e o desenvolvimento do homem (KJELLSTROM, 1984).

A presença destes elementos potencialmente tóxicos no meio ambiente é responsável por efeitos adversos sobre o mesmo, com repercussão na economia e na saúde pública. A industrialização e a urbanização em áreas litorâneas têm contribuído para a contaminação e a degradação de ambientes estuarinos, colocando em risco o equilíbrio de importantes ecossistemas, a exemplo dos manguezais (SILVA *et al.*, 2003).

Ecossistemas estuarinos podem constituir verdadeiras barreiras biogeoquímicas na interface continente-oceano, retendo contaminantes metálicos em seus sedimentos (ALONGI *et al.*, 2004). No entanto, é importante considerar que os metais têm diferentes comportamentos geoquímicos, que podem favorecer sua retenção ou sua liberação pela fase

sólida dos sedimentos para as águas costeiras. Além disso, a variabilidade espacial e temporal no seu aporte e na composição dos sedimentos pode influenciar a distribuição dos metais-traço (LUIZ-SILVA *et al.*, 2006).

Metais-traço são os elementos químicos que ocorrem na natureza em pequenas concentrações, da ordem de partes por milhão (ppm) a partes por bilhão (ppb). Alguns desses metais como, cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), e cobalto (Co) são essenciais aos seres vivos, ainda que em pequenas concentrações, têm importante papel no metabolismo dos organismos aquáticos, uma vez que participam de um grande número de processos fisiológicos, tais como fotossíntese (manganês), cadeia respiratória (cobre) e fazem parte de citocromos. Outros elementos-traço, como Hg, Cd, e Pb, não têm função biológica conhecida e são geralmente tóxicos a uma grande variedade de organismos (ESTEVES, 1998). Mesmo aqueles elementos com função biológica definida, podem, quando em grandes concentrações, apresentar alta toxicidade aos organismos vegetais e animais.

As atividades humanas podem liberar uma grande quantidade de metais-traço para o ambiente. Dentre estas atividades pode-se destacar a mineração, fundição e refino dos metais, produção e fabricação de produtos metálicos comerciais, queima de combustível fóssil, uso de pigmentos, lixiviação de lixo e de depósitos de resíduos sólidos.

Os metais-traço podem ser diretamente lançados nos corpos d'água costeiros como derivados de processos industriais, associados aos esgotos urbanos, ou associados a atividades portuárias e de navegação, destruindo o equilíbrio natural e expondo populações humanas a riscos de saúde, pela ingestão de organismos contaminados (FERNANDES *et al.*, 1991). A remediação da poluição dos metais-traço se torna difícil devido a sua alta persistência e sua baixa degradabilidade no ambiente (YUAN, 2004).

As áreas estuarinas, apesar da importância, estão entre as mais afetadas ambientalmente devido à exploração pesqueira, derrubada de mangues, poluição por dejetos industriais e/ou domésticos, aterros, turismo ou especulação imobiliária (MACÊDO *et al.*, 2000).

Em Pernambuco, o estuário do rio Formoso (litoral sul) possui grande valor do ponto de vista ecológico, devido a sua grande produtividade e diversidade biológica. O estuário também apresenta grande beleza paisagística, sendo opção de lazer para muitos veranistas, além de desempenhar importante papel sócio-econômico como provedor de alimentos e renda para a comunidade local. No entanto, os impactos produzidos pelo despejo de esgotos urbanos e efluentes hospitalares, aumento do tráfego de embarcações motorizadas, carreamento de agrotóxicos de plantações das proximidades, uso indiscriminado de pesticidas e carrapaticidas para pesca predatória, podem estar contribuindo para a contaminação por metais e a degradação da biota. Os moluscos bivalves, ostra de mangue (*Crassostrea rhizophorae*) e sururu (*Mytella charruana*) são abundantes na área e utilizados como fonte de alimento e renda. Desta forma, torna-se importante, do ponto de vista de saúde pública e ambiental, o conhecimento dos níveis de metais nessas espécies, tentando assim, evitar riscos toxicológicos para a população via ingestão desses organismos.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

O presente trabalho teve como objetivo a quantificação dos metais-traço zinco (Zn), manganês (Mn), cromo (Cr), alumínio (Al), ferro (Fe), arsênio (As), selênio (Se) e chumbo (Pb) em sedimentos superficiais, ostra de mangue (*Crassostrea rhizophorae*) e sururu (*Mytella charruana*), no sentido de determinar o grau de impacto da área, de modo a fornecer indicadores químicos para o estabelecimento de uma base de dados para estudos futuros.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Quantificar as concentrações de metais (Zn, Mn, Cr, Al, Fe, As, Se e Pb) em sedimentos superficiais, ostra de mangue (*Crassostrea rhizophorae*) e sururu (*Mytella charruana*);
- Determinar as variações sazonais destes elementos na ostra de mangue, no sururu e nos sedimentos estuarinos;
- Fornecer subsídios básicos para o estabelecimento de um programa de monitoramento ambiental na área.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. VARIAÇÃO DOS METAIS-TRAÇO NO MEIO AMBIENTE

O impacto ambiental causado pela liberação antrópica de metais-traço nos diversos ambientes naturais tem sido uma das grandes preocupações ecológicas. Tanto águas, materiais particulados, sedimentos como organismos aquáticos foram utilizados nesta avaliação devido às facilidades de coleta, estocagem e tratamento das amostras (minimização de contaminação ou perdas), e às maiores concentrações encontradas, dispensando tarefas de pré-concentração e facilitando os procedimentos de análise (PHILLIPS, 1977; SALOMONS e FÖRSTNER, 1984).

Segundo Baptista Neto *et al.* (2008), os metais-traço compreendem aqueles elementos cuja massa atômica situa-se entre 63,5 e 200,6g.mol⁻¹, diferindo de outros agentes tóxicos por não serem sintetizados nem destruídos pelo homem.

A atividade industrial diminui significativamente a permanência desses metais nos minérios, bem como a produção de novos compostos, além de alterar a distribuição destes no planeta (ESTEVES, 1998).

No meio aquático, os metais podem apresentar-se associados ao material particulado (>0,22µm) ou dissolvido (<0,22µm). No material particulado, pode estar formando agregados, adsorvidos a partículas inorgânicas e orgânicas, ou fazendo parte da composição da matriz de minerais. Na fase dissolvida os metais podem aparecer na forma de íons livres hidratados, formando complexos iônicos, ou formando complexos com moléculas orgânicas (PEREIRA e SOARES-GOMES, 2002).

Os leitos de rios têm sido reconhecidos como depósitos de metais pesados em ambientes aquáticos, contudo as influências geoquímicas podem proporcionar um aumento

considerável da concentração desses metais nas águas, constituindo-se desta maneira, também em outro indicador importante do nível de poluição nos ecossistemas estudados (ADEYEYE *et al.*, 1996).

A intervenção humana pode ser considerada como a maior responsável pela magnitude e frequência da disposição dos metais, uma vez que a sua utilização como subproduto nas atividades industriais ocorrem em escala exponencial, gerando diversos impactos em níveis local e global, levando a um estresse contínuo da natureza e, conseqüentemente, a efeitos agudos ou crônicos à saúde dos ecossistemas e do homem (BRAYNER, 1998 apud LEITE, 2002).

Segundo a Associação Brasileira de Limpeza Urbana e Resíduos Especiais – (ABRELPE, 2009), o Brasil gerou mais de 57 milhões toneladas de resíduos sólidos em 2009, crescimento de 7,7% em relação ao volume do ano anterior. Só as capitais e as cidades com mais de 500 mil habitantes foram responsáveis por quase 23 milhões de toneladas de RSU (Resíduo Sólido Urbano) no ano.

A Região Sudeste é a que gera o maior volume de resíduos sólidos no País, mas a região Nordeste é a que tem o maior volume de lixo per capita e apresenta a situação mais crítica, em função das deficiências na coleta e destinação, onde 51% dos 1.688 lixões estão visivelmente espalhados pelo País. Estas são algumas das conclusões da edição 2009 do Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, estudo divulgado no dia 26 de maio de 2010, pela ABRELPE.

3.2. CARACTERÍSTICAS E TOXICOLOGIA DOS METAIS

Os organismos vivos são compostos de uma variedade de elementos essenciais para o seu desenvolvimento, dos quais 26 podem ser citados. Entre eles, 11 são macronutrientes, como o carbono, hidrogênio, nitrogênio, oxigênio, fósforo, enxofre, potássio, sódio, cálcio, magnésio e cloro e 15 micronutrientes, como o ferro, iodo, cobre, manganês, zinco, cobalto (descobertos antes de 1935), molibdênio, selênio, cromo, estanho, vanádio, flúor, silício, níquel e arsênio (descobertos como essenciais no período de 1953 a 1976) (SHIBATA *et al.*, 1992). Dentre os micronutrientes foram abordados no presente trabalho, o ferro, manganês, zinco, selênio, cromo e arsênio e entre os não-essenciais, os elementos chumbo e alumínio.

3.2.1. ZINCO

O zinco (Zn) é um micronutriente essencial aos microorganismos, plantas e animais de todos os níveis de organização. Tem um papel fundamental nos processos fisiológicos e metabólicos de muitos microorganismos, tais como: síntese de muitas enzimas e seus componentes aminoácidos, produção de antibióticos, na citocromo-sintetase, no controle da diminuição da síntese de ácidos orgânicos acoplados com o aumento da produção celular e fixação do nitrogênio (HIGGING, 1975). Embora seja essencial, em altas concentrações é tóxico, pois atua no sistema nervoso, provocando mutagênese e carcinogênese (MARECEK, 1986).

O zinco é um dos elementos-traço mais abundante no corpo humano e também participa da síntese e degradação de carboidratos, lipídeos, proteínas e ácidos nucleicos, além de desempenhar importante papel na transcrição de polinucleotídeos e regulação da expressão gênica (GIBSON, 1990; MACDONALD, 2000). Este elemento possui importante função no sistema de defesa antioxidante e está presente em todos os tecidos (SALGUEIRO *et al.*, 2000). Um indivíduo adulto de aproximadamente 70 kg contém cerca de 2,3g do mineral, sendo que as maiores concentrações encontram-se no fígado, rins, ossos, retina, próstata e nos músculos (CORDOVA; ALVAREZ-MON, 1995 apud ROCHA, 2008)

Segundo a Agência para Substâncias Tóxicas e Registro de Doença (ATSDR, 2005), os níveis de zinco que produzem efeitos nocivos à saúde são muito maiores que os valores máximos permitidos na dieta ($15\text{mg}\cdot\text{dia}^{-1}$ para o homem e $12\text{mg}\cdot\text{dia}^{-1}$ para a mulher).

No ambiente aquático o zinco fica retido ao material suspenso antes de se acumular no sedimento, porém, algumas condições físicas e químicas como a ausência de matéria orgânica, minerais de argila e hidróxidos de Fe e Mn, pH baixo e alta salinidade podem provocar a re-solubilização em fase aquosa, tornando-o mais biodisponível (TEÓDULO, 2003). Pode se acumular em animais aquáticos e apresentar de 51 a 1130 vezes a concentração presente na água (ATSDR, 2005).

3.2.2. SELÊNIO

O selênio (Se) é um metalóide conhecido como um micronutriente essencial para a maioria dos animais, com grande importância fisiológica e ecotoxicológica, porém torna-se

tóxico em concentrações elevadas (CHATTERJEE e BHATTACHARYA, 2001; EISLER, 1985).

O Se é um calcogênio do grupo 16 da tabela periódica, podendo apresentar-se sob quatro diferentes estados de oxidação: selenato (Se^{+6}), selenito (Se^{+4}), selênio elementar (Se^0) e seleneto (Se^{-2}), onde somente o seu estado -2 não é encontrado no ambiente (WEIS, 2007). Alguns de seus compostos são voláteis, o que facilita sua distribuição no ambiente (OMS, 1987).

A toxicidade e a biodisponibilidade dos compostos de selênio depende em grande parte da sua forma química. Por exemplo, o selenato $\text{Se}^{+6}(\text{SeO}_4^{2-})$ e o selenito $\text{Se}^{+4}(\text{SeO}_3^{2-})$ são espécies altamente solúveis em água e são conhecidas por serem tóxicas para sistemas biológicos em baixas concentrações. Enquanto, o selênio elementar (Se^0) é uma espécie insolúvel em água e não apresenta nenhuma toxicidade para os sistemas biológicos. Os selenetos (Se^{-2}) são espécies altamente tóxicas e reativas que são rapidamente oxidadas a Se^0 . Porém, na forma orgânica tornam-se mais biodisponíveis para os organismos (WACHOWICZ *et al.*, 2001).

Segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS, 1987), os compostos de selênio entram no meio ambiente por intermédio de fontes naturais (processos geofísicos e biológicos) e fontes antrópicas (processos industriais e agricultura). As fontes naturais são, provavelmente, as responsáveis pela presença de selênio no ambiente, enquanto as antrópicas são responsáveis pela redistribuição deste no ambiente. Isto ocorre através da liberação de selênio das fontes geológicas e pela disponibilização deste para os organismos dos ecossistemas terrestre e aquático (HAMILTON, 2004). A atmosfera representa a maior fonte natural de selênio para a superfície terrestre, via deposição seca e úmida enquanto, o ambiente marinho é pressuposto ser a maior fonte de selênio para a atmosfera. Como fontes

antrópicas de selênio para o ambiente podem-se citar: as indústrias de refino de cobre, produtoras de vidro e de equipamentos eletrônicos; águas de drenagem; plantas de beneficiamento de carvão; refinarias; uso em fertilizantes; mineração de fosfatos e outros metais (EISLER, 1985).

A toxicidade do selênio foi confirmada pela primeira vez em 1933 por Spalholz, mediante a confirmação de sua presença no fígado de animais domésticos que morreram após terem consumido plantas “acumuladoras de selênio”, no caso específico tendo sido identificadas como sendo: *Astragalus*, *Xyloriza*, *Oonopus* e *Stanleya* (RIZZO *et al.*, 2007).

Os efeitos sobre a saúde humana relacionados à ingestão de selênio vão depender da sua concentração no alimento e/ou na água, bem como da frequência com que é ingerido. Esses efeitos podem variar incluindo a ocorrência de cabelos quebradiços, de unhas deformadas, o surgimento de brotoejas, o aparecimento de ondas de calor, bem como o ressecamento da pele e, ainda, o surgimento de dores agudas localizadas. Quando o selênio elementar entra em contato com os olhos pode provocar queimaduras e irritações. O envenenamento por selênio pode, em alguns casos, ser extremamente agudo levando, inclusive, à morte (RIZZO *op. Cit.*).

A Ingestão Diária Recomendada (IDR) é a quantidade de vitaminas, minerais e proteínas que deve ser consumida diariamente para atender às necessidades nutricionais da maior parte dos indivíduos e grupos de pessoas de uma população sadia. De acordo com a Portaria nº 593, de 25 de agosto de 2000 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária-ANVISA, o índice de Ingestão Diária Recomendada de selênio para indivíduos adultos é de 34mcg.dia⁻¹.

3.2.3. ARSÊNIO

O arsênio (As) é um metalóide sólido, cristalino, acinzentado, com as valências químicas de -3, 0, +3 e +5, cuja forma química predominante na água depende essencialmente do pH e do potencial redox do meio. De acordo com Von Sperling (2002), sua toxicidade é maior em águas brandas com pH ácido e em águas cuja temperatura é elevada.

O arsênio existe na natureza numa variedade de formas químicas, incluindo espécies orgânicas e inorgânicas, como resultado de sua participação em complexos biológicos, processos químicos e algumas aplicações industriais, como a manufatura de certos vidros, materiais semicondutores e fotocondutores, entre outros (HOWARD e HUNT, 1993; STUMMEYER *et al.*, 1996).

Segundo Sanders *et al.* (1994), o arsênio é um contaminante comum na maioria dos estuários e sistemas costeiros em todo o mundo. Este metalóide é sobretudo um subproduto da metalurgia dos materiais não ferrosos (Cu, Pb, Zn, Au, Co). Também são conhecidos usos de compostos arsenicais na agricultura, através de pesticidas e herbicidas, no fabrico de ligas metálicas (chumbo e chumbo + antimônio) para chumbos de caça e baterias, como preservativo de madeiras, na indústria de curtumes e têxteis, na pecuária (aditivos alimentares), e na medicina veterinária e na indústria naval, como algicida (BETTENCOURT, 1990).

Os altos níveis de toxicidade de arsênio são muito bem conhecidos, pois compostos de arsênio são facilmente absorvidos, tanto oralmente quanto por inalação, sendo a extensão da absorção dependente da solubilidade do composto. Uma longa exposição a compostos inorgânicos de arsênio, através da água de beber, pode conduzir a várias doenças tais como: conjuntivite, hiperqueratose, hiperpigmentação, doenças

cardiovasculares, distúrbios no sistema nervoso central e vascular periférico, câncer de pele e gangrena nos membros (ANDERSON *et al.*, 1986).

Organismos marinhos acumulam quantidades substanciais de arsênio de modo mais eficiente que os organismos terrestres. Informações sobre espécies de arsênio são tão importantes para avaliar as implicações toxicológicas quanto para elucidar o ciclo biogeoquímico deste elemento no ambiente marinho. Algas marinhas absorvem arseniados (forma predominante de arsênio na água do mar), e os transformam em diferentes ribosídeos contendo arsênio. O arseniato é absorvido devido a sua similaridade com o fosfato que é essencial. Parece que os organismos marinhos assimilam arsênio através da cadeia alimentar, e transformam este arsênio inorgânico em arsenobetaína via MMA (ácido monometil arsênico) e DMA (ácido dimetil arsênico) através da biometilação (PETROPULU *et al.*, 1997).

A química ambiental do arsênio é complexa, em virtude das grandes diferenças entre as propriedades dos seus compostos de origem natural ou antrópica. O aspecto bioquímico mais observado no meio ambiente é a metilação. Mesmo que compostos metilados de arsênio não sejam usados na agricultura, o arsênio inorgânico pode ser convertido em formas metiladas no meio ambiente, que são liberadas no meio aquoso, tornando-se disponível para aumentar os níveis de arsênio na cadeia alimentar. Como a biodisponibilidade e os efeitos fisiológicos/toxicológicos do arsênio dependem de sua forma química, o conhecimento da especiação e transformação no meio ambiente torna-se muito importante, necessitando de métodos adequados para a separação e determinação das espécies de arsênio (QUINÁIA e ROLLEMBERG, 1997).

A toxicidade do arsênio pode variar em várias ordens de grandeza dependendo essencialmente da sua especiação. A toxicidade das formas organoarsenicais é, de um modo

geral, várias ordens de grandeza inferior à das formas inorgânicas (BETTENCOURT, 1990).

Em nível molecular, há evidências que o As proporciona efeitos prejudiciais na saúde humana devido a diversos fatores. O As pode interromper a expressão de diversos genes (particularmente os envolvidos nas vias de transdução de sinal), prejudicar o processo de divisão celular (ABERNATHY *et al.*, 1999), provocar disfunções imunológicas (SOTO-PEÑA *et al.*, 2006) e inibir os mecanismos de reparo do DNA (ANDREW *et al.*, 2006). Estudos recentes como os desenvolvidos por Kwok *et al.* (2006) e Von Ehrenstein *et al.* (2006) demonstram ainda os efeitos adversos do elemento no crescimento e desenvolvimento fetal.

3.2.4. ALUMÍNIO

O alumínio (Al) pode ser considerado um elemento bastante comum, pois está presente em quase todas as esferas da atividade humana. As inúmeras aplicações em diversos setores da indústria e a freqüente presença no dia-a-dia (inclusive em produtos farmacêuticos) ilustram bem a sua importância (CONSTATINO, 2002).

O alumínio é um elemento não-essencial, porém está presente no organismo humano. A exposição a esse elemento se dá através de alimentos e medicamentos ou ainda através de soluções de nutrição parenteral (GREGER e SUTHERLAND, 1997).

Segundo Nicolas *et al.* (1997), não há evidências que o alumínio tenha qualquer função vital em plantas ou animais. Está presente em quantidades mínimas nos tecidos de animais, sangue e urina. As maiores concentrações encontram-se nos pulmões talvez devido à poluição atmosférica.

O organismo humano saudável possui barreiras efetivas (trato gastrointestinal, pulmões e pele) para reduzir a absorção do alumínio ingerido na água, alimentos, ar e medicamentos. O alumínio presente nos alimentos e na água é pouco absorvido através do trato gastrointestinal. Aproximadamente 0,1% do alumínio proveniente da dieta é absorvido, contudo, este valor pode subir para 1% dependendo de vários fatores (DEVOTO *et al.*, 1994). O homem tem contato com o alumínio ou seus compostos diariamente, ingerindo de 10 a 100mg tanto por via oral como por inalação através também dos utensílios domésticos, partículas de pó e da água potável, uma vez que o sulfato de alumínio é utilizado como agente flocculante na purificação da mesma (BERTAGNOLLI, 2004).

O excesso de alumínio no organismo provoca constipação intestinal, cólicas abdominais, anorexia, cefaléia, esquecimento, distúrbios de aprendizado, hiperatividade, crises convulsivas, incoordenação motora, demência pré-senil, padrão de fala alterado, diminuição das funções hepáticas e renais (NICHOLAS *et al.*, 1997)

Os alimentos são as principais fontes de alumínio ingerido, sendo que a quantidade de alumínio presente em cada alimento depende da variedade dos vegetais e das condições do solo. Alguns alimentos são conhecidos como acumuladores de alumínio, tais como: ervas e os chás, que podem conter mais de $500\mu\text{g Al.g}^{-1}$ (SONI *et al.*, 2001). O alumínio pode-se acumular em diversos tipos de plantas e causar problemas de saúde para os animais que as consomem. Os efeitos do alumínio têm atraído a atenção dos pesquisadores, principalmente devido aos problemas de acidificação (LENNTECH, 2010).

Estudos recentes têm mostrado que a chuva ácida contribui para o decréscimo do pH do solo, permitindo a mobilidade do alumínio através dos lençóis d'água fazendo com

que aumente a sua disponibilidade do para o meio ambiente (GEHARDSSON *et al.*, 1994; MINOIA *et al.*, 1994).

Outro efeito do alumínio no ambiente é que este pode reagir com os íons fosfatos, que faz com que esses últimos se tornem menos disponíveis para organismos aquáticos (LENNTECH, 2009).

3.2.5. FERRO

O ferro é o quarto elemento mais abundante da crosta terrestre, representando 6,2% de seu peso. O ferro faz parte da cultura humana há séculos, sendo que suas propriedades físicas e químicas lhe conferem uma enorme importância nos mais diversos ramos produtivos (LEE, 1999 apud PEREIRA e FREIRE, 2005).

É um micronutriente indispensável ao metabolismo dos seres vivos e exerce grande influência na ciclagem de outros nutrientes importantes como o fosfato, porém, pode se tornar tóxico quando em excesso ou quando forma complexos orgânicos (NAVAS-PEREIRA *et al.*, 1985).

A sedimentação, os processos químicos e hidrotérmicos e o desgaste das rochas pela ação do intemperismo são os principais mecanismos formadores de depósito de ferro ao longo do tempo. Os principais compostos de ferro utilizados na indústria são óxidos, carbonatos e sulfetos, com aplicação na indústria metalúrgica, siderurgia e fabricação de abrasivos e compostos para polimento, imãs, tintas, pigmentos e soldagem de metais. As fontes antrópicas de ferro são: a mineração, fundição, soldagem, efluentes de esgoto, fertilizantes e escoamento superficial urbano (LIMA, 2003).

Segundo Achterberg (2001), os efeitos da contaminação antrópica negligente afetam os componentes da biota aquática, desde a água, os sedimentos, o ar e até os organismos

vivos, além de também interferirem na termodinâmica e cinética natural do oceano. Quantidades variáveis de ferro afetam o crescimento de fitoplâncton, o que prejudica as trocas gasosas na interface ar-oceano, além de influenciar os ciclos de carbono e de enxofre e causar mudanças climáticas globais.

Em águas não poluídas, seu teor varia em função da litologia da região e do período chuvoso, quando pode acontecer carreamento de solos com teores mais elevados de ferro (ALMEIDA, 2007). O ferro que se acumula no sedimento estuarino é oriundo de esgotos domésticos, industriais e ainda da área portuária. Pode ocorrer sob a forma de óxidos hidratados, de partículas coloidais ou na cobertura de outras partículas minerais podendo transportar metais pesados. Em ambientes estuarinos é comum ocorrerem variações no potencial redox (Eh), devido a fatores que tornam o ambiente anóxico. Desta forma, mudanças de fase podem ocorrer transformando em sulfetos, os metais pesados que estavam na forma de óxidos hidratados, adsorvidos e co-precipitados. Assim, de acordo com esses fatores, os óxidos hidratados de ferro, bem como os sulfetos, podem ser considerados concentradores de metais pesados em sedimentos estuarinos (FIGUEIREDO, 1997).

O homem tem capacidade limitada para excretar o excesso de ferro, assim, sendo este um metal pesado, ele está capacitado para catalisar as reações de oxidação de biomoléculas (carboidratos, proteínas, lipídeos), produzindo radicais livres. A ingestão excessiva de ferro pode causar dentre outros distúrbios, hemorragias, diarreias (MATSUBARA e FERREIRA, 1997), cirrose hepática, hemocromatose e outras complicações hepáticas, podendo até chegar a um quadro de câncer de fígado (MARTINS *et al.*, 2006). De maneira geral, o ferro tem pouca toxicidade, porém se mostra o mais tóxico dentre os outros elementos traços.

Por outro lado, o ferro apresenta importância no organismo vivo no que concerne ao transporte de oxigênio pela cadeia HEME (que consiste de um átomo de Fe contido no centro de um largo anel orgânico heterocíclico) da hemoglobina, à formação de citocromos e de mioglobulina, ao funcionamento das catecolaminas e dos neutrófilos. E sua deficiência pode causar, dentre outros males: vitiligo, fadiga muscular, estomatite, disfagia, anemia (OGA e BASILE, 1994). Em um indivíduo sadio, a quantidade de ferro é de menos de 5 g. O nível recomendado de ingestão de ferro é de 10 mg para homens e 18mg para mulheres (MARTINS, 2002).

De acordo com a Portaria nº 593, de 25 de agosto de 2000 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária-ANVISA, o índice de Ingestão Diária Recomendada de ferro para indivíduos adultos é de $14\text{mg}\cdot\text{dia}^{-1}$.

3.2.6. MANGANÊS

O manganês (Mn) é abundante nas rochas ígneas, sedimentares e metamórficas (THORNTON, 1995 apud AZEVEDO, 2003), sendo amplamente distribuído na crosta terrestre (GARCIA, 1999).

O manganês é mais reativo do que seus vizinhos na tabela periódica. Reage lentamente com H_2O , liberando H_2 , e se dissolve facilmente em ácidos diluídos. O metal finamente dividido é pirofórico quando exposto ao ar, mas o metal maciço não reage a não ser quando aquecido. Além disso, apresenta pontos de fusão e de ebulição elevados (LEE, 1997). Está presente em quase todos os solos, principalmente na forma de dióxido de manganês, insolúveis em água que contém dióxido de carbono. Em condições anaeróbicas, o dióxido de manganês é reduzido para as formas solúveis. As concentrações de manganês no solo e na água

podem ser originárias de produtos e descargas industriais, rejeitos de minas, fertilizantes e determinados tipos de desinfetantes (MENDES, 2006; ALMEIDA, 2007). O metal puro encontra poucos usos, 95 % dos minérios de manganês produzidos são utilizados na indústria siderúrgica, para obter ligas. As mais importantes delas são o ferro-manganês, silício-manganês e o ferro "Spiegel". O Mn é um importante aditivo na fabricação de aço, fogos de artifício, pilhas e baterias secas, fertilizantes, em compostos orgânicos para secagem de tintas e reagentes químicos. O permanganato de potássio é usado como oxidante para limpeza, branqueamento e desinfecção (LEE, 1997; GARLIPP, 2006)

O manganês no ambiente aquático, apresenta-se em dois estados principais de valência: Mn^{2+} e Mn^{4+} . No estado de Mn^{2+} , o manganês forma compostos solúveis e pode ser transportado em solução, entretanto no estado de Mn^{4+} , mais estável termodinamicamente, os compostos formados são insolúveis e se precipitam (WHO, 1981; GARCIA, 1999). Segundo Esteves (1998), o manganês precipita-se como $MnCO_3$, MnS , $Mn(OH)_2$ e solubiliza-se principalmente como $Mn(HCO_3)_2$. No geral, em pH abaixo de 7 predomina a forma Mn^{2+} (WHO, 1999).

O manganês presente na água, pode estar sob a forma oxidada e/ou reduzida, sendo as concentrações destas duas formas, no meio, dependente de diversos fatores ambientais, tais como: o pH, a temperatura e o potencial redox (ESTEVES, 1998).

Nos sedimentos, os fatores químicos primários que controlam o ciclo do manganês são: a concentração do oxigênio na água sobrejacente, a penetração do oxigênio nos sedimentos e a fonte bentônica de carbono orgânico (WHO, 2004). Os óxidos de manganês, uma vez incorporados aos sedimentos, são reduzidos a Mn^{2+} solúvel, durante a decomposição anaeróbica de matéria orgânica (CESÁRIO, 2007).

Para os seres vivos, o íon Mn^{2+} é importante tanto em enzimas animais como em enzimas vegetais. Em mamíferos, a enzima arginase (que contém Mn) é produzida no fígado e converte os produtos nitrogenados do metabolismo em uréia. Esta substância é levada pelo sangue aos rins, de onde é excretada pela urina (LEE, 1997).

O excesso de manganês, por sua vez, no organismo pode causar problemas neurológicos. A síndrome conhecida como “manganismo” é caracterizada por fraqueza, anorexia, dores musculares, apatia, fala lenta, tom monótono de voz, expressão de voz sem emotividade, movimentos desajeitados de pernas e braços, sendo que, em geral, esses efeitos são irreversíveis. Além disso, em pequenas quantidades é um elemento essencial ao crescimento das plantas, daí sua aplicação em fertilizantes (GARLIPP, 2006).

De acordo com a Portaria nº 593, de 25 de agosto de 2000 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária-ANVISA, o índice de Ingestão Diária Recomendada de manganês para indivíduos adultos é de $2,3mg.dia^{-1}$.

3.2.7. CHUMBO

O chumbo (Pb) é um metal de coloração branca-azulada, tornando-se acinzentado quando exposto ao ar. É um metal mole que, devido à sua baixa dureza e grande ductibilidade pode ser cortado em lâminas, porém, nunca estirado em fios, por apresentar baixa resistência à tração (ARAÚJO, 2005)

Este metal era conhecido pelos antigos egípcios devido ao seu baixo ponto de fusão, durabilidade e facilidade em formar ligas metálicas. Era utilizado na fabricação de armas, adornos e utensílios. Naturalmente pode ser encontrado no estado livre sob 4 formas

isotópicas: 208, 206, 207 e 204 em ordem de abundância, e ocasionalmente na forma metálica. O chumbo é raramente encontrado em seu estado natural, mas é muito encontrado em combinações com outros elementos originando vários compostos (SOUZA, 2005).

Uma vez no ambiente, o chumbo não é degradável, mas seus compostos se transformam quando expostos à luz solar, ar e/ou água. Se liberado no ar, o chumbo é capaz de percorrer grandes distâncias antes de se depositar às partículas do solo, sua mobilização desde o solo até as camadas subterrâneas de água dependem do tipo de compostos formados, e das características do solo (ATSDR, 2007 apud STEPHAN, 2007).

Segundo Maluf (2009), a presença do chumbo no meio ambiente pode ter origem natural, já que é constituinte de algumas rochas como a galena (sulfeto de chumbo), mas também pode ter intensa contribuição devido à atividade humana. Até a década de 70, do século passado, compostos de chumbo eram muito utilizados como pigmento branco, amarelo e vermelho em tintas para uso doméstico (e até em cosméticos) e como aditivo para combustíveis de automóveis sob a forma organometálica. A partir dos anos 1980, começou-se a pensar em formas de controle no uso do chumbo, porém ele ainda é utilizado em vários processos industriais em países em desenvolvimento, nas pinturas de casas antigas e em equipamentos mecânicos obsoletos.

Moreira e Moreira (2004) afirmam que o chumbo é um elemento tóxico não essencial que se acumula no organismo. Na sua interação com a matéria viva, apresenta tanto características comuns a outros metais pesados quanto algumas peculiaridades. Como esse metal afeta virtualmente todos os órgãos e sistemas do organismo, os mecanismos de toxicidade propostos envolvem processos bioquímicos fundamentais, que incluem a habilidade do chumbo de inibir ou imitar a ação do cálcio e de interagir com proteínas. Em

níveis de exposição moderada (ambiental e ocupacional), um importante aspecto dos efeitos tóxicos do chumbo é a reversibilidade das mudanças bioquímicas e funcionais induzidas.

3.2.8. CROMO

O cromo (Cr) ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 100 mg.kg^{-1} (CETESB, 2001b), sendo muito maior seu teor nos minérios. Seu uso primário é metalúrgico, na produção de ligas usadas em aço inoxidável e outros produtos especializados. Os minérios de cromo são também convertidos em dicromato de sódio e depois usados na manufatura de ácido crômico, pigmentos e agentes tânicos para couro. Segundo Yao (1999), no mundo inteiro, cerca de 80% das fontes antrópicas de cromo provinham de aplicações metalúrgicas. Nos Estados Unidos, o cromo era o segundo poluente inorgânico mais comum dentre aqueles encontrados nas águas subterrâneas, sendo precedido somente pelo chumbo (YAO, 1999).

O cromo existe em diferentes estados de oxidação, desde + 6 a + 2, sendo somente encontrados no meio ambiente, os estados de oxidação +3 e + 6. O Cr^3 é relativamente estável e apresenta uma solubilidade em água menor do que $10^{-5} \text{ mol.L}^{-1}$ (CAO e ZHANG, 2006). O cromo hexavalente, por sua vez, apresenta alta reatividade e solubilidade em água, tendo por este motivo significativa mobilidade em meio aquoso, o elemento também é altamente cancerígeno e mutagênico. Em sua forma trivalente, o cromo aparentemente não é tóxico, mas representa um nutriente essencial para os seres humanos (KELLER e CHERNICHARO, 1997).

É considerado um elemento essencial ao organismo humano e sua maior disponibilidade na alimentação é fornecida pelo levedo de cerveja, fígado, gérmen de trigo, gorduras animais e manteigas. Por ser introduzido no organismo por via oral, dérmica ou

pulmonar e sua absorção depende do seu estado de oxidação. O Cr^{3+} e a insulina estão ambos envolvidos na manutenção do nível correto de glicose no sangue. Exposições em curto prazo podem gerar dermatites e úlceras da pele exposta, conjuntivites e queratites do epitélio superficial da córnea. Exposições repetidas ao metal podem levar a perfurações do septo nasal. Além disso, compostos de cromo no estado +6 são muito oxidantes e cancerígenos (NASCIMENTO, 2008).

De acordo com a Portaria nº 593, de 25 de agosto de 2000 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária-ANVISA, o índice de Ingestão Diária Recomendada de cromo para indivíduos adultos é de $35\mu\text{g}\cdot\text{dia}^{-1}$.

3.3. METAIS-TRAÇO EM SEDIMENTOS ESTUARINOS

De acordo com Hortelanni *et al.* (2005), muitos autores têm estudado a contaminação por metais pesados em sedimentos de superfície de ambientes abrigados como estuários, lagunas e bacias, onde o estudo de processos relacionados ao comportamento químico, transporte e acúmulo de poluentes, principalmente metais pesados nestes ambientes, apresenta relevância, não só para controle ambiental, mas também para o entendimento dos mecanismos geoquímicos que ocorrem nestes ambientes.

Murck e Skinner (1999) descrevem o sedimento como sendo aglomerados de partículas que podem ser transportadas em suspensão pela água, vento ou gelo, e então depositados. Estas partículas quando depositadas, formam o sedimento de fundo, sendo este um material não consolidado, com a sua acumulação governada ao longo do sistema de drenagem a partir da interação constante e contínua dos processos de intemperismo e

erosão. Estes processos, por sua vez, atuam sobre os diversos tipos de rochas e/ou seus produtos de intemperização, os quais são originados e característicos da bacia de drenagem (LICHT, 1998 apud MOREIRA e BOAVENTURA, 2003). Assim, amostras de sedimento de ambientes como os rios e estuários apresentam uma importante integração de todos os processos que ocorrem nestes sistemas aquáticos (MOREIRA e BOAVENTURA, 2003).

Além de serem heterogêneos e conterem vários tamanhos de partículas, os sedimentos são também um importante compartimento por funcionar como reservatório de metais pesados, e a liberação destes elementos a partir do material particulado em suspensão ou fração dissolvida, pode ser potencialmente crítica para o meio ambiente (FISZMAN *et al.*, 1984).

De acordo com Tessier *et al.* (1979), os metais presentes no sedimento podem estar sob diferentes formas químicas, denominadas fases geoquímicas, devido às condições ambientais do próprio sedimento e também da coluna d'água. Destas frações 5 são consideradas relevantes, por apresentarem seu comportamento influenciado por condições específicas no ambiente. Estas fases geoquímicas são definidas como:

1) Fase trocável – compreende os íons dos metais associados com a superfície de troca dos argilominerais, óxidos de Fe e Mn e matéria orgânica, absorvidos na interface sólido/líquido como resultado de forças intermoleculares, relativamente fracas. Os metais nesta fase são considerados biodisponíveis, e um aumento da concentração de espécies iônicas no meio permitem sua remobilização (FORSTNER, 1981).

2) Fase oxidável – inclui os metais ligados à matéria orgânica e sulfetos. As substâncias húmicas podem ser as principais componentes da matéria orgânica presente no sistema aquático, pois possuem uma grande capacidade de incorporação de metais. Uma vez que os sulfetos são produzidos em ambientes redutores ricos em matéria orgânica, onde seus

precipitados encontram-se intimamente misturados a essas substâncias, fica muito difícil determinar a partição de metais entre esses dois componentes do sedimento (WARREN, 1981 apud SOUZA, 1986). Um aumento no Eh ou a degradação dessa matéria orgânica podem remobilizar esses metais para o ambiente (TESSIER *et al.*, 1979).

3) Fase carbonática – inclui os metais coprecipitados aos carbonatos, sendo fortemente afetada por variações de pH (SOUZA, 1986).

4) Fase redutível – nesta fase estão presentes os metais ligados aos óxidos de Fe e Mn. A importância destes dois elementos na geoquímica dos metais é bastante conhecida, uma vez que ambos são considerados excelentes carreadores de metais traços. Essas substâncias em condições anóxicas tornam-se instáveis, provocando uma disponibilização dos metais a elas associados (FORSTNER, 1981; TESSIER *et al.*, 1979).

5) Fase residual – caracterizada por conter os metais de origem natural, na fase dos silicatos, ligados às redes cristalinas dos minerais. Não se espera que os metais pesados lançados recentemente no ambiente, principalmente através das atividades antrópicas, possam ser incorporados facilmente à estrutura dos minerais associados (FORSTNER, 1981; TESSIER *et al.*, 1979).

O somatório das concentrações de metais nas quatro primeiras fases é considerado potencialmente biodisponíveis, podendo conter metais tanto de origem natural quanto de origem antrópica (TESSIER *et al.*, 1979; MEGUELLATI, 1983). A determinação da fase geoquímica em que o metal se apresenta, nos diversos compartimentos do ambiente, é uma importante ferramenta para compreensão de seus ciclos (LACERDA *et al.*, 1990).

Brayner (1998) determinou o acúmulo de metais-traço em sedimentos orgânicos num viveiro de piscicultura, localizado no estuário do rio Capibaribe na Região Metropolitana do Recife. A área em questão sofreu modificações antrópicas, onde a autora

concluiu que a água do viveiro apresentou contaminação ocasionada pelo lançamento contínuo de esgoto bruto. O sedimento apresentou altos níveis de metais, muito maiores que os valores obtidos nas amostras de background (amostra de referencia). A contaminação na área foi ocasionada pelos metais Zn e Cr e os peixes não indicaram a ocorrência da bioacumulação para os metais estudados.

Rocha (2000) determinou os níveis de metais-traço (Pb, Cd, Co, Cu, Ni, Zn e Mn), macroelementos (Al, Fe, Ca e Mg) e teores de matéria orgânica nos sedimentos, a biodisponibilidade dos metais-traços para a ostra de mangue, *Crassostrea rhizophorae*, bem como os padrões de distribuição espacial e sazonal desses elementos e suas correlações, no Complexo Estuarino de Itamaracá. A autora concluiu que as concentrações de metais nos sedimentos e nas ostras encontravam-se dentro da faixa para áreas consideradas não contaminadas por metal e que as variações sazonais não causaram interferência na concentração de metais observada, indicando que a principal fonte de metais para a área é o continente, através da dragagem dos rios.

Luiz-Silva e Kristosch (2002) avaliaram as concentrações de mercúrio em sedimentos superficiais do Estuário de Santos-Cubatão, localizados no Estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Os dados geoquímicos mostraram que os níveis de Hg na superfície do Estuário de Santos-Cubatão são tão elevados como no passado (por exemplo, a comparação de 1980), quando a cidade de Cubatão foi conhecida como uma das cidades mais poluídas do mundo.

A ocorrência de metais pesados (Hg, Zn, Cr, Cu, Pb e Cd) e metilmercúrio foi analisada por Kehrig *et al.* (2003) em sedimentos do manguezal de Jiquié, uma região da Baía de Guanabara e concluíram que, apesar do alto aporte de metais pesados na área, a disponibilidade biológica é restrita, com exceção do Hg, Pb e Zn, devido ao elevado teor de

carbono orgânico e sulfetos. Os sedimentos superficiais coletados apresentaram uma nítida variação nas concentrações de metais ao longo da amostragem, demonstrando diferentes padrões do rio para as águas costeiras.

Silva (2004) analisou a concentração de metais pesados (Cd, Co, Cu, Pb, Cr, Fe, Ni, Mn e Zn) no estuário do rio Capibaribe, na Região Metropolitana do Recife-PE, no sedimento e no material sedimentado 24h. Este último apresentou níveis de metais muito acima dos valores obtidos de background, indicando a contaminação por Cr, Fe, Mn e Zn. A concentração de metais no material sedimentado 24h foi maior que as concentrações no sedimento superficial, o que pode indicar a transferência de metais na área em estudo.

Aguiar (2005) avaliou a distribuição e partição geoquímica dos metais Cu e Zn nos estuário dos rios Ceará e Pacoti a fim de estabelecer os níveis de contaminação dessas áreas, bem como identificar as possíveis fontes desses metais. A determinação dos teores de Cu e Zn nos estuários estudados foi a partir de extratos obtidos por digestão parcial. O autor revela que há grande probabilidade das principais fontes de Cu e Zn para o estuário do Rio Ceará serem de origem antrópica e com contribuição de fontes difusas, e no caso do rio Pacoti, a principal fonte para esses metais é litogênica tendo o alumínio como fator determinante para deposição desses metais ao longo do estuário. Esses resultados indicam que não existe contaminação por metais-traço de origem antrópica no estuário do Rio Pacoti, entretanto observa-se que no estuário do Rio Ceará já apresenta níveis de contaminação por esses metais.

Lira (2008) avaliou as concentrações de metais pesados (Cr, Fe, Mn e Zn) nos sedimentos de fundo da Lagoa do Arca, na cidade do Recife, concluindo que a área encontra-se contaminada por Fe, e que a qualidade da água está comprometida quanto aos

valores de oxigênio dissolvido. Os sedimentos da lagoa apresentaram-se como importantes acumuladores de Fe, Zn e Cr.

Oliveira *et al.* (2009) avaliaram o sedimento de manguezal da Baía de Camamu, Bahia, Brasil. Foram selecionadas 13 estações de amostragens, onde sedimentos, água e folhas foram coletados. Destas estações, 5 estão localizados nas zonas de mineração e 8, no estuário dos rios que descem da baía. Os resultados dos metais têm evidenciado comportamentos diferenciados geoquímicas para cada uma das zonas de manguezal (compartimento das ilhas e ao redor da Baía de Camamu). Foi verificado que os teores de Pb, Zn e Cu foram mais elevados no compartimento das ilhas, enquanto que o Mn, Cr, o Al e o Fe, apresentaram-se mais elevados no compartimento do entorno. Em relação à dinâmica da partição de metal nas zonas de mineração da ilhas de interior, foi observado um aumento preocupante de Pb, Zn, Mn e Ba.

3.4. BIOINDICADORES ANIMAIS DE METAIS-TRAÇO EM AMBIENTES ESTUARINOS

O emprego da biota em pesquisas de monitoramento ambiental data da década de 60, do século passado, e foi utilizada na tentativa de quantificar a contaminação das águas da Califórnia por radionuclídeos (átomos que emitem radiação). A biota tornou-se uma importante ferramenta em programas de monitoramento ambiental, uma vez que a biodisponibilidade é medida diretamente, sem suposições, como ocorre em outros métodos analíticos (GUIMARÃES e SÍGOLO, 2008).

Bioindicadores são espécies, segundo Wagner e Boman (2003), que acumulam metais pesados ou outras substâncias em seus tecidos. Os organismos bioindicadores,

apesar de não morrerem por alterações do ambiente, respondem a elas por meio de reações comportamentais ou metabólicas mensuráveis, que indicam e refletem alguma mudança no ambiente onde eles vivem e por esta razão podem ser usadas no monitoramento da biodisponibilidade destes compostos em um ambiente particular (ANDRÉA, 2008). Moluscos bivalves são amplamente usados na avaliação de metais pesados em ambientes aquáticos, por fornecerem informações exatas e integradas sobre o impacto ambiental e biodisponibilidade de tais elementos (PHILLIPS, 1997 apud GUIMARÃES E SÍGOLO, 2008).

Os bivalves são moluscos altamente derivados, adaptados para a exploração do habitat bentônico infaunal, onde eles estão relativamente a salvo dos predadores. Os bivalves são únicos entre os moluscos que perderam a rádula (esteira longitudinal, flexível, com fileira de denticulos quitinosos) e quase todos dependem das brânquias para obter alimento. O achatamento lateral do pé e da concha facilita a escavação em sedimentos moles. A filtragem do alimento permite a alimentação enquanto o bivalve está enterrado no sedimento, e os sifões (órgão através do qual a água entra e sai na cavidade do manto) permitem acesso à água limpa contendo alimento e oxigênio sem que o animal tenha que deixar o sedimento (RUPPERT *et al.*, 2005)

Em regiões estuarinas, dependendo do nível trófico, os organismos marinhos proliferam, podendo concentrar os metais-traços em maior ou menor proporção. Alguns desses organismos são migradores, o que os tornam pouco úteis no estudo da contaminação de uma determinada área, outros como os moluscos bivalves vivem quase sempre fixo (algumas famílias) a um determinado sítio, sendo, portanto excelentes indicadores da situação local (GONÇALVES *et al.*, 2007).

Devido ao fato de serem organismos filtradores (que se alimentam através de um processo de filtração da água e retenção das partículas em suspensão, principalmente plâncton e matéria orgânica particulada em suspensão), os moluscos sofrem de maneira intensa a bioacumulação de contaminantes, tornando-se muitas vezes impróprios para o consumo humano (MACHADO *et al.*, 2002).

Os íons metálicos contidos na água do mar não estão presentes na forma de íons livres hidratados, mas estão preferencialmente associados ao material particulado em suspensão complexados com ligantes orgânicos e inorgânicos (ALLEN, 1996), o que pode influenciar muito a disponibilidade para os organismos filtradores (SEIBERT, 2002).

Esses animais têm a capacidade de reter altas concentrações de compostos orgânicos e metálicos, podendo sobreviver em ambientes contaminados (RAINBOW, 1995). Isto ocorre devido à alta afinidade dos íons metálicos às metalotioneínas e a baixa taxa de excreção dos grânulos onde ficam armazenados os metais, que tendem a manter estes elementos dentro das células (em formas não tóxicas), reduzindo a depuração (AMARAL *et al.*, 2005).

Segundo Inácio (2006), a captação e o acúmulo de metais nos organismos aquáticos dependem das propriedades químicas e físicas da água e do sedimento. Além disso, a idade, hábitos alimentares dos animais e a biodisponibilidade do metal na água podem afetar seu acúmulo no organismo. Nos peixes, a absorção dos metais ocorre através de duas rotas: aparelho digestivo (exposição através da dieta) e da superfície das brânquias (exposição através da água). Após serem absorvidos, os metais são transferidos através do sangue para outros órgãos-alvo. A associação de metais com diferentes ligantes celulares pode influenciar na distribuição destes elementos no organismo dos animais, além de afetar a biodisponibilidade dentro da célula (TÜRKMEN *et al.*, 2009).

Dentro do organismo dos animais, alguns íons metálicos se ligam a metalotioneínas e se acumulam em lipofucinas ou em grânulos amorfos (VIARENGO, 1989). Metais seqüestrados por metalotioneínas ou estocados nos lisossomos são considerados detoxificados, e não mais biodisponíveis a alvos celulares (INÁCIO, 2006). As metalotioneínas são proteínas de baixa massa molecular, que têm sua produção aumentada pela exposição do animal e concentração excessiva de determinados metais, com os quais possui afinidade.

Atribui-se às metalotioneínas as funções de detoxificação, estocagem e regulação interna dos níveis de alguns metais. Estas proteínas são encontradas em maior abundância nos tecidos parenquimatosos que estão envolvidos na captação, acúmulo e excreção de elementos (SEIBERT, 2002).

A concha também pode servir como um depósito de metais na forma de grãos amorfos, atingindo concentrações três ordens de grandeza superior à encontrada no meio aquoso, o que potencializa sua aplicação na biomonitoração ambiental. Apesar de ser pouco utilizada em estudos da dinâmica de metais no ambiente, a concha apresenta algumas vantagens com relação aos tecidos moles dos bivalves: integra as concentrações ambientais dos elementos, uma vez que são depositados nas linhas de crescimento da concha ao longo da vida do animal; quando incorporados a este tecido, os metais são dificilmente mobilizados novamente, o que reduz a variabilidade de suas concentrações; e as amostras são mais facilmente preservadas e estocadas (BELLOTTO e MIEKELEY, 2007).

Há muito tempo se tem registro da transferência de metais de outros tecidos para o bisso (feixe de filamentos semelhantes à seda secretados por uma glândula situada na base do pé de certos moluscos lamelibrânquios, e pelos quais o animal se fixa ao substrato) o que caracteriza este tecido como uma via de excreção destes elementos nos bivalves

(GEORGE *et al.*, 1976). Constituído de componentes protéicos (colágeno), resíduos de glicina e prolina, o bisso também apresenta sítios de ligação em sua superfície para metais presentes na água, o que também possibilita a incorporação destes elementos (BDOLAH e KELLER, 1976).

O manto é um tecido conjuntivo ligado por um epitélio. A superfície interior é composta por colágeno, células ciliadas, e células secretoras de muco (mucócitos), que são dedicadas ao acúmulo e transporte dos rejeitos da cavidade do manto. O muco participa na captação de alimento, sendo também uma via de incorporação de metais (MARIGOMEZ *et al.*, 2002). A determinação das concentrações destes elementos por microanálise de raios-X em microscopia eletrônica nos grânulos extracelulares potencializa o uso da biópsia do manto como amostragem não destrutiva das populações de bivalves para monitoração ambiental (VESK e BYRNE, 1999). Assim como o manto, as brânquias estão em contato direto com os metais presentes no meio circundante, sendo a principal interface para a incorporação destes elementos dissolvidos na água (VIARENGO, 1989). Este processo é facilitado pelo muco presente na superfície do tecido, que concentra o metal e favorece a incorporação por um gradiente de difusão.

O tecido que mais se tem focado para estimar o impacto ambiental é o divertículo digestivo (ou glândula digestiva). Enquanto as brânquias refletem exposições recentes (agudas), a glândula digestiva integra um tempo maior de exposição (crônica) (HAMZA-CHAFFAI *et al.*, 2000), o que a torna importante para o biomonitoramento ambiental (SOTO *et al.*, 1997).

O músculo também é um tecido de estocagem de metais (CUNNINGHAM, 1979), porém em menores proporções (BUSTAMANTE e MIRAMAND, 2005). Este tecido ganha mais relevância em estudos toxicológicos, uma vez que o músculo é a parte comestível de

moluscos bivalves como o *Nodipecten nodosus* (LINNAEUS, 1758), podendo ser um vetor de transferência de contaminantes para os humanos.

Carvalho *et al.* (1993), determinaram as concentrações de metais pesados (Zn, Cu, Mn, Cd, Pb e Ni) em organismos marinhos bênticos (*Crassostrea brasiliiana* e *Megabalanus* sp.), de dois importantes sistemas de drenagem do estado do Rio de Janeiro, a Baía de Sepetiba e a costa de Angra dos Reis, possuindo diferentes fontes de metais. A Baía de Sepetiba apresentou elevadas concentrações de Zn e Cd, reforçando a hipótese de contaminação industrial da área. Os metais Mn, Pb e Ni não apresentaram diferenças significativas entre as duas áreas estudadas, refletindo possivelmente níveis naturais. Porém, o nível de Cu apresentou-se significativamente mais elevado na costa de Angra dos Reis indicando uma contaminação devido a crescente expansão urbana e turística que a área vem sofrendo.

Foram medidas as concentrações de Cu, Zn, Pb e Cd em moluscos bivalves da espécie *Mytella falcata* do estuário do Rio Bacanga, a fim de avaliar uma possível influência do lançamento de esgotos domésticos “*in natura*” na qualidade deste recurso estuarino. Os resultados indicaram baixas concentrações para o Cu, Pb e Cd nos exemplares de *Mytella falcata* para a área estudada, quando comparadas com os valores máximos estabelecidos pelo Governo Brasileiro (Decreto Lei No 55.871) para alimentos destinados ao consumo humano. O Zn porém, apresentou valores ligeiramente mais elevados que o máximo recomendável (CARVALHO *et al.*, 2000)

Machado *et al.* (2002), avaliaram os níveis de contaminação pelos metais pesados Cd, Hg, Pb, Cu e Zn da ostra *Crassostrea brasiliiana* do estuário de Cananéia-SP, e encontraram concentrações dos metais abaixo dos limites máximos preconizados pela legislação brasileira, exceto para o zinco.

Cavalcanti (2003) utilizou amostras de ostras comercializadas em Recife, Pernambuco, Brasil, para monitorar o conteúdo de elementos traço (Hg, Zn, Fe, Cu e Mn) durante o período de um ano (março/2001 a fevereiro/2002). Mercúrio foi o principal contaminante encontrado nas ostras e o elemento que apresenta maior risco à saúde pública. Os valores encontrados sugerem que a ingestão de ostras deve ser feita com restrições, principalmente, pela população que vive de sua coleta como forma de subsistência, por crianças, e mulheres grávidas. A avaliação dos níveis de mercúrio em frutos do mar é um importante fator para avaliar o risco de contaminação por mercúrio em pessoas não ocupacionalmente expostas.

Ferreira *et al.* (2004) determinaram as concentrações de metais pesados (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn) na ostra *Ostrea equestris* em três praias (Barra do Furado, Buena e Ponta do Retiro) da costa norte do Estado do Rio de Janeiro utilizando-se ICP-OES. Entre as áreas amostradas, houve variação espacial significativa ($p < 0,05$) das concentrações de Cr, Pb e Zn com maiores valores na Barra do Furado, e de Cu apenas em Ponta do Retiro. Foi observada variação temporal significativa ($p < 0,05$) para todos os metais, exceto Cu. Essa variabilidade provavelmente está associada a entradas de metais associados ao material particulado em suspensão. Os bivalves apresentaram concentrações similares àquelas encontradas em áreas com baixo impacto de contaminação por metais, exceto para Zn, cujo acúmulo provavelmente está associado às características fisiológicas desses organismos.

De acordo com Rebelo *et al.* (2005), o índice de condição (IC) de ostras é um índice ecofisiológico utilizado para avaliar a qualidade e a produtividade em cultivos de bivalves. Os autores analisaram o IC de ostras de uma baía contaminada por metais pesados em

relação ao conteúdo de Zn e Cd nos tecidos moles, à liberação de gametas após o período reprodutivo e à infestação por poliquetas. Os maiores valores de IC (acima de 9 na estação seca) podem estar relacionados à disponibilidade de material particulado em suspensão rico em matéria orgânica na baía, enquanto a rápida redução do IC observada de uma temporada a outra em algumas estações é um provável efeito da liberação de gametas. A infestação por poliquetas foi considerada baixa (18,7%) e não apresenta efeitos claros no IC. Apenas Cd nos tecidos de ostras coletadas durante a estação das chuvas apresentou correlação baixa, porém significativa ($r = -0,36$; $p < 0,05$), com o IC. Todas as outras correlações entre metais e IC foram estatisticamente não significativas. As variações do IC observadas em escala espacial e temporal parecem ser causadas mais pela disponibilidade de material particulado rico em material orgânico e pela liberação de gametas do que pela infestação por poliquetas e acúmulo de metais nos tecidos.

Gonçalves *et al.* (2007), avaliaram as concentrações de Cd, Zn, Cu e Cr em bivalves da espécie *Crassostrea rhizophorae* coletados no Rio Ceará e Rio Cocó – Ceará e relataram que o organismo avaliado encontrou-se contaminado pelos metais estudados, segundo a norma do Ministério da Saúde (685/1988 e 55871/1965). A área analisada, segundo o autor, vêm sofrendo há décadas com atividades antrópicas de cunho industrial e os metais determinados nos moluscos do atual trabalho são provenientes principalmente das poluições industriais, além de contribuições de gases lançados na atmosfera pela queima de combustíveis dos veículos, das rochas regionais, e da própria constituição desses organismos.

Costa e Silva (2010) avaliou as concentrações de metais pesados (Zn, Mn, Cu, Fe) no molusco bivalve *Mytella falcata* (Orbigny, 1846) presente na área estuarina do rio

Timbó, Paulista, Pernambuco utilizando-o como bioindicador da área em estudo, bem como avaliar sua adequabilidade para consumo humano. Os resultados de Zn e o Cu estavam abaixo dos valores máximos permitidos pela legislação Brasileira, Decreto do Ministério de Saúde nº 55.871 de 26 de março de 1965 que determina $50,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ para o Zn e $30,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ para o Cu, para contaminantes inorgânicos que podem ser encontrados nos alimentos, mais especificamente em pescados. No caso do Mn, o valor médio encontrado na estação seca estava abaixo do recomendado pela Environmental Protection Agency (EPA) que adota o critério de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ em moluscos marinhos. Na estação chuvosa, porém, o valor médio estava acima. Os valores obtidos para o Fe estavam acima do determinado pela World Health Organization (WHO) que adota um valor diário tolerável de $0,8 \text{ mg.kg}^{-1}$. Os resultados hidrológicos obtidos neste trabalho estavam dentro dos valores determinados pelo CONAMA nº 357/2005 para águas salinas. Quanto aos resultados dos elementos Zn e Cu, estavam dentro dos valores máximos permitidos pela legislação brasileira. Para o Mn, o valor médio obtido para a estação seca estava abaixo do recomendado pela EPA, e na estação chuvosa, Mn apresentou valores diários acima do que é recomendado por esta instituição. Os resultados do ferro estavam, em média, acima do valor diário tolerável recomendado pela WHO.

3.4.1. Características gerais das espécies estudadas

3.4.1.1. Ostra de mangue (*Crassostrea rhizophorae*)

A ostra de mangue *Crassostrea rhizophorae* (Figura 01) é um organismo de clima temperado e tropical sendo uma espécie estuarina nativa da América do Sul com distribuição ao longo de toda a costa brasileira principalmente nos estados da região

nordeste. É um molusco classificado como eurialino e osmoconformista e apresenta uma coloração variando do branco até o cinza escuro, tendo uma das conchas fixa a substratos duros, que podem ser formações rochosas que ficam submersas na maré alta, no fundo do estuário, ancoradouro, pilar de ponte ou raízes de *Rhizophora mangle*. Um fator que afeta diretamente a sua reprodução é o corte e a retirada da vegetação dos manguezais, pois é este o local natural em que as ostras se fixam após a fase de larva, ao se reproduzirem sem os manguezais ocorre a diminuição drástica de substrato duro, para que as larvas possam se fixar e desenvolver (AMARAL, 2002).



Figura 01- Molusco bivalve *Crassostrea rhizophorae*.

Foto: Autora, 2009.

É o bivalve que tem maior resistência a salinidade. O cultivo desta espécie pode ser realizado em salinidade inferior ou superior ao ideal que é em torno de 28 ‰, porém, fora deste valor de salinidade seu crescimento é prejudicado (MERINO, 1999 apud GOLÇALVES, 2007).

A ostra é considerada um alimento de grande valor nutricional, principalmente por ser uma rica fonte protéica e pelo seu alto teor de micronutrientes. É um importante constituinte da dieta das populações litorâneas em todo o mundo, sendo seu consumo um hábito alimentar diário em muitas comunidades de pescadores (CAETANO, 2006).

O acúmulo de metais pesados nas ostras deve-se à capacidade limitada destes organismos de metabolizar e depurar contaminantes absorvidos, em comparação com muitas outras espécies (FARRINGTON *et al.*, 1983).

3.4.1.2 . Sururu (*Mytella charruana*)

O molusco *Mytella charruana* (D'Orbigny, 1846) é um bivalve da família Mytilidae (Figura 02). Ocorre junto às raízes da vegetação de manguezais e na região entremarés de praias arenosas.



Figura 02- Molusco bivalve *Mytella charruana*.

Foto: Autora, 2009.

Os mitilídeos representam uma importante fonte de alimento e tem um potencial considerável como fonte de proteína para muitos países em desenvolvimento. No Brasil, as principais espécies de interesse comercial que ocorrem em todo litoral são: *Mytella charruana* e *Mytella guyanensis*, de água salobra; e *Perna perna* e *Mytilus edulis platensis*, de água oceânica (PEREIRA *et al.*, 2003).

Os bivalves da família Mytilidae são conhecidos vulgarmente como mexilhões (PEREIRA BARROS, 1987; MARQUES *et al.*, 1991) e transformam a produção primária fitoplanctônica em carne comestível, apresentando uma das mais elevadas capacidades de conversão dentro da cadeia alimentar (ANDREU, 1976). Eles constituem uma fonte protéica de excelente qualidade nutritiva e seu valor biológico é superior aos demais mariscos, tanto pelo seu elevado índice de retenção de nitrogênio como pela sua contribuição com fonte de proteínas e vitaminas (LARRALDE *et al.*, 1965).

O sururu *Mytella charruana*, é um bivalve amplamente distribuído na América Latina encontrado no litoral do Atlântico e do Pacífico (NARCHI e GALVÃO BUENO, 1983). É amplamente consumido no nordeste brasileiro, muitas vezes sendo a única fonte de proteína de alguns povoados mais pobres (BOFFI, 1979). O gênero *Mytella* é de grande interesse em estudos de biomonitoramento, pois é encontrado semi-enterrado em regiões estuarinas, fornecendo dados sobre as condições do substrato (NARCHI e GALVÃO-BUENO, 1983).

4.0. PARÂMETROS HIDROLÓGICOS

O levantamento das características físicas e químicas das águas, constitui fator importante no zoneamento ambiental, uma vez que o mesmo além de permitir a

determinação da reserva nutricional dos corpos d'água e por extensão de suas potencialidades em termos de produção, fornece subsídios à correta utilização destes recursos naturais. Neste aspecto, as águas estuarinas são normalmente consideradas mais produtivas que as de mar aberto, com uma taxa anual cerca de 10 - 100 vezes mais produtivas que às águas oceânicas ou mesmo continentais (ELLIOT e MCLUSKY, 2002).

Os estuários tropicais e sub-tropicais têm sido afetados, em algum momento, por modificações ambientais causadas por atividades antrópicas, culminando com efeitos biológicos que são manifestados nestas áreas impactadas, pela provável mudança nos nutrientes, sedimentos suspensos, demanda de oxigênio biológico, contaminação orgânica e inorgânica, que refletem nos parâmetros de alimentação, crescimento, desenvolvimento e recrutamento da população, provocando mudanças na estrutura e na dinâmica da comunidade biótica (BAIN *et al.*, 2000; VIDY, 2000).

As variações no regime pluviométrico também exercem alterações na dinâmica dos estuários, devido ao aumento provocado no fluxo limnético durante os meses de maior precipitação. Diversos trabalhos evidenciam o papel sazonal das chuvas ao ambiente, como o de Resurreição *et al.* (1996), no qual registraram o aporte mais intenso dos rios no período chuvoso, carreando maior teor de nutrientes e material em suspensão à área em frente ao porto do Recife e diminuindo, assim, a camada eufótica.

Brandini *et al.* (1988) observaram o controle da porção interna da baía de Paranaguá pela pluviosidade, cujo aumento promove redução na salinidade e redução da camada eufótica, e o controle da porção exterior pelas marés.

Moura e Passavante (1994/95) verificaram maior concentração de nutrientes na baía de Tamandaré durante a estação das chuvas, resultante da drenagem continental mais intensa neste período.

A transparência das águas varia em função da drenagem terrestre e dos processos de ressuspensão, sendo fator limitante para a penetração da luz na coluna d'água e, conseqüentemente, constitui um fator limitante da produtividade do fitoplâncton. Nos meses de maior precipitação pluviométrica, quando a taxa de insolação diminui, o desenvolvimento da biomassa algal também se reduz (FIGUEIREDO *et al.*, 2007)

De acordo com NYBAKKEN (1993), a temperatura é a mensuração da energia da moção molecular e no presente trabalho está expressa em graus Celsius. A temperatura é um importante fator singular em processos que governam a vida (atividades sazonais e diárias) e distribuição dos organismos (zonação) atuando também diretamente sobre a solubilidade dos gases na água (ODUM, 1988). Segundo RICKLEFS (2001), temperaturas mais altas significam que os organismos podem se desenvolver mais rapidamente como também nadar mais rápido, digerir e assimilar mais alimento apresentando, assim, efeitos positivos na produtividade biológica. Contudo efeitos depressores possivelmente ocorrem como em proteínas que podem se tornar menos estáveis e desnaturar-se.

Segundo Esteves (1988), a concentração de sais minerais dissolvidos na água é expressa como salinidade, que corresponde ao peso, em gramas, dos sais presentes em 1000g de água. O balanço entre a evaporação e a precipitação, o grau de influência marinha são fatores que influenciam nos diferentes valores de salinidade nos ecossistemas aquáticos.

O oxigênio dissolvido é um dos elementos mais importantes para a manutenção da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos, além de ser um elemento essencial para a oxidação, decomposição e ciclagem da matéria orgânica que circula nos ecossistemas. De acordo com Esteves (1988), as principais fontes de oxigênio dissolvido para a água são a atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, as perdas são atribuídas ao consumo pela decomposição de matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera, respiração de

organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos, como por exemplo, o ferro e o manganês (em águas que contenham altas concentrações destes metais). Os níveis naturais de oxigênio dissolvido dependem de fatores físicos a exemplo da temperatura e pressão atmosférica, aspectos químicos e atividade bioquímica do meio. Assim como a elevação da temperatura e diminuição da pressão ocorre redução da solubilidade do oxigênio na água (PEREIRA e SOARES-GOMES, 2002).

A presença e ausência do oxigênio influem decisivamente nas comunidades aquáticas e no balanço de vários nutrientes. O balanço de oxigênio é um fenômeno no qual está em função da temperatura: com o aumento da temperatura a solubilidade do oxigênio na água acaba diminuindo, elevando a intensidade dos processos biológicos, ou seja, o metabolismo dos organismos, provocando um maior consumo de oxigênio. (ESTEVES, 1988; RICKLEFS, 2001). Assim, dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos. (QUAGLIA, 1993).

A alcalinidade ou a acidez de uma solução é freqüentemente expressa em termos e concentrações de íons H^+ que é denominada pH. Segundo Esteves (1988), o pH pode ser considerado uma das variáveis mais importantes, pois é um fator limitante à colonização de diferentes organismos aos ecossistemas aquáticos, assim como interfere de diferentes maneiras no metabolismo das comunidades. De acordo com Ricklefs (2001), os íons H^+ em altas concentrações afetam as atividades da maioria das enzimas e trazem outras conseqüências, geralmente negativas, para os processos vivos.

5.0. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

5.1. LOCALIZAÇÃO E CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS

O município de Rio Formoso está situado na região fisiográfica da Mata Meridional de Pernambuco, a 92km do Recife, entre os paralelos de 8° 37' - 8° 41' Lat. S e 35° 04' - 35° 08' Long. W, tendo como limite, ao norte, o município de Sirinhaém, ao sul, o município de Tamandaré, a oeste, o município de Gameleira e, a leste, o oceano Atlântico. Possuindo uma área de 433km², representa 9,1% da mesorregião a que pertence e 0,4% da área total do Estado (CONDEPE, 1992).

O relevo em que está inserido o sistema estuarino investigado é o do tipo planície e suas cotas altimétricas são inferiores a 30m que correspondem à faixa costeira (CONDEPE/FIDEM, 2006).

5.2. CONDIÇÕES CLIMÁTICAS

A área estudada que está inserida na chamada Zona da Mata, é caracterizada pelo clima quente e úmido, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo As' - tropical com chuvas antecipadas de outono, apresentando totais anuais de precipitação elevados (1800 a 2000mm), caracterizando uma região úmida com forte gradiente de precipitação (CONDEPE/FIDEM, 2006).

5.3. ASPECTOS DA HIDROLOGIA

O município de Rio Formoso está inserido nas bacias dos rios Sirinhaém e Una, além de pequenos grupos de rios litorâneos. Destaca-se neste complexo fluvial o estuário do rio Formoso, com uma área aproximada de 2.724 hectares. É formado pelos rios Formoso, dos Passos, Lemenho, a noroeste, e pelo rio Ariquindá, ao sul, rios estes de características litorâneas, diferentemente de outras áreas estuarinas do litoral do Estado, que são servidas, em sua maioria, por rios cuja bacia hidrográfica se estende ao interior até a região agreste (FIDEM, 1987).

5.4. VEGETAÇÃO

A cobertura vegetal predominante é formada por mangues, restingas e coqueiros (CONDEPE/FIDEM, 2006). O manguezal é representado principalmente por *Rhizophora mangle* (mangue vermelho), *Laguncularia racemosa* (mangue manso) e *Conocarpus erectus* (mangue de botão) (CPRH, 1998.). As restingas, com destaque para as do rio Ariquindá, foram descritas por estudo realizado pela Agência Pernambucana de Recursos Hídricos (CPRH, 1998) como uma formação predominantemente herbácea-arbustiva, com predomínio de *Chamaecrista ramosa*, *Cuphea flava*, *Stigmaphyllon paralias*, *Byrsonima* spp, *Eugenia perfolia*, *Psidium guineensis* e *Tocoyena brasiliensis*, encontrando-se também alguns indivíduos arbóreos de *Pêra glabrata*, *Andira nítida*, *Manilkara salzmanii*, *Protium hepíhaphyllum*, *Buchenavia capitata* e *Ingá capitata*, todas intercalados por arbustos e ervas.

5.5. ESTUÁRIO DO RIO FORMOSO

O estuário do rio Formoso (Figura 03) está inserido na Área de Proteção Ambiental de Guadalupe, no município de Rio Formoso, Pernambuco, localizado a cerca de 92km da cidade do Recife (8° 39' - 8° 42' S e 35° 10' - 35° 05' W). É um importante ecossistema costeiro do litoral sul do Estado de Pernambuco, principalmente, por possuir uma grande biodiversidade com enorme potencial biológico, exercendo um papel de grande importância socioeconômica para a população local.

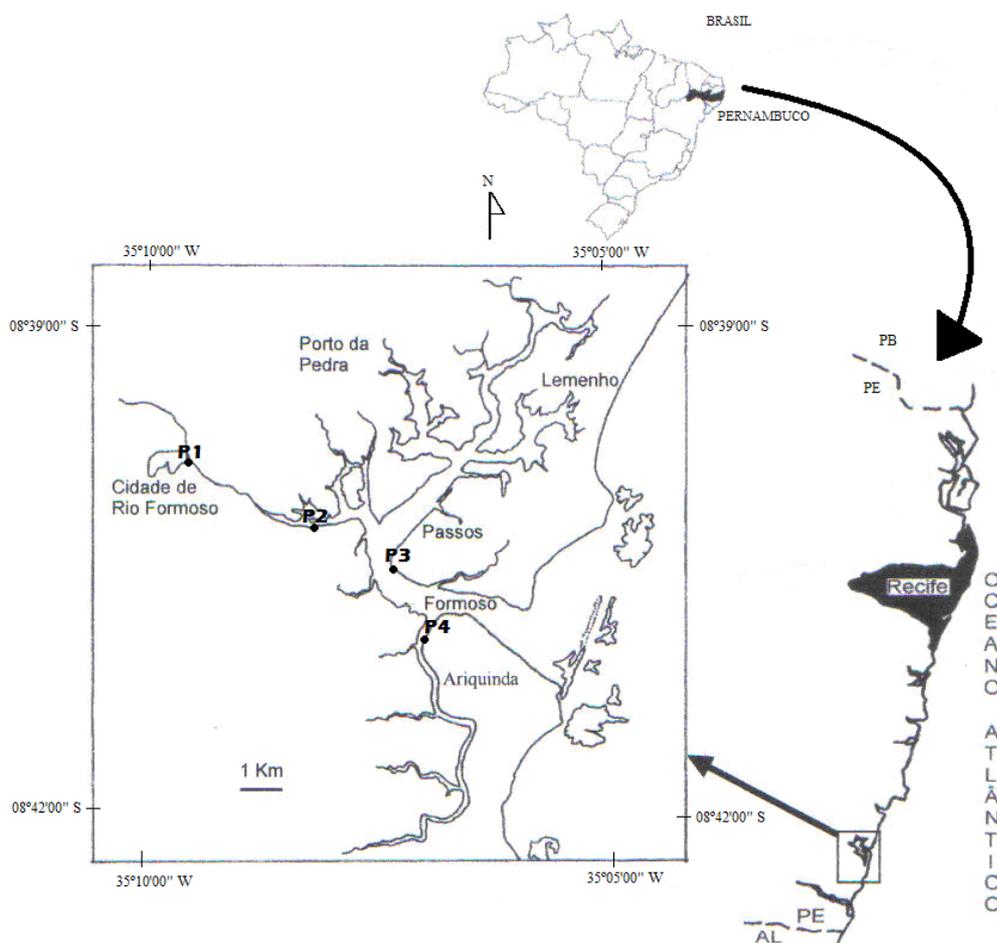


Figura 03. Mapa do Complexo Estuarino do rio Formoso, com a localização dos pontos de amostragem (P1, P2, P3 e P4), e sua posição no litoral sul do estado de Pernambuco.

De acordo com Santos (2002), as principais atividades desenvolvidas na área do rio Formoso foram identificadas como: a) o cultivo do coco-da-baía, no litoral, no entorno do estuário, ocupando os terraços marinhos e tabuleiros, que devido ao preço baixo do produto no mercado, está sendo substituído por loteamentos de veraneio e estruturas hoteleiras; expansão urbana, ao sul da ponta dos Mangueiros e, atualmente, na praia dos Carneiros; b) a aquicultura, correspondente aos viveiros (atualmente desativados) na margem esquerda do rio Ariquindá, responsáveis pelo corte de mangue e degradação do manguezal; c) a pesca estuarina em todo o estuário, inclusive na foz do rio Formoso, onde a sobre-exploração está causando a diminuição do estoque pesqueiro, pesca predatória e poluição nos rios, por herbicida, óleo, lixo e, falta de segurança para a pesca, devido ao tráfego de barcos e lanchas; d) atividades náuticas no trecho final estuarino, como também a atracação de embarcações nos recifes.

O Estuário em estudo faz parte de uma Unidade de Conservação que foi criada com o objetivo de proteger e conservar os *"sistemas naturais essenciais à biodiversidade, os recursos hídricos, visando à melhoria da qualidade de vida da população proteção dos ecossistemas e o desenvolvimento sustentável"*, através do Decreto N° 19.635, de 13/03/97, a Área de Proteção de Guadalupe - APA Guadalupe.

De acordo com Silva (2009) é possível destacar várias atividades, além das citadas acima, que contribuem para a contaminação da área estudada, como: aviários, uso de fertilizantes e pesticidas, carcinocultura, o despejo de efluentes domésticos e os lixões a céu aberto que com a geração de chorume produz uma alta carga poluidora

As áreas agrícolas são as mais importantes fontes não pontuais de contaminação por elementos químicos, onde as impurezas contidas em fertilizantes possuem Cd, Cr, Mo, Pb, U, V e Zn; os pesticidas possuem elementos como Cu, Hg, Pb, Mn, Zn, a exemplo do Cu, Zn e Mn presentes em fungicidas; nos preservativos usados para madeira são encontrados As, Cu, Cr; os dejetos de produção intensiva de porcos e aves fornecem Cu, As e Zn para o meio ambiente (ALLOWAY, 1995).

As atividades de carcinicultura constituem possível fonte de Mn (GARLIPP, 2006), assim como de Cu, acumulado nos sedimentos próximos a tanques de cultivo de camarão (OLIVEIRA, 2006). Estes estudos indicam que tais elementos podem estar na composição da ração usada na carcinicultura.

Os lançamentos *in natura* de efluentes domésticos nos rios são reconhecidamente fontes de contaminantes químicos como, por exemplo, o zinco que está presente nas habitações (telhas, utensílios) e em produtos diversos, ocorrendo, portanto, no lixo e nos esgotos domésticos (CESTEB, 2001).

No que se refere à pesca local foram identificadas três categorias de pescadores, os que residem em Tamandaré e municípios vizinhos, o pescador permanente, que depende totalmente da pesca; o temporário, que tem na pesca sua principal atividade, mas se dedica a outra atividade como complemento de renda; o ocasional, que tem outras atividades, utilizando a pesca como complemento alimentar (PIRES e FILHO, 1993). Predominam aí a pesca de tarrafa e de tapagem de gamboa. Os produtos pescados destinam-se ao consumo familiar, sendo também vendidos na comunidade, aos veranistas e alguns estabelecimentos comerciais.

Para a pesca de rede de gamboa ou tapagem, são utilizados panos de rede e um curral situado na parte central. A rede é fixada em grandes varas situadas em linha reta, ficando presa ao fundo por raízes-escora do mangue gaiteiro (*Rhizophora mangle*) (Figura 04). É estendida no início da maré baixa, quando muitos peixes nadam em direção ao mar e ao encontrarem a rede tentam escapar se dirigindo ao curral, de onde dificilmente escapam (PIRES e FILHO, 1993). Este tipo de pesca captura os peixes de forma indiscriminada. Outros tipos de instrumentos para a pesca, como a rede de arrasto, a rede de malha fina, a cacéia (rede de espera), o anzol, o covo e o puçá, são também utilizados em todo o estuário.



Figura 04. Imagem de rede pesca do tipo “tapagem” inserida no estuário do rio Formoso.

Foto: Autora, 2009.

Santos (2002) relatou que a pesca com explosivos era praticada no estuário por pessoas estranhas à comunidade. No período de maré cheia detonam os explosivos em

locais de grande concentração de peixes, utilizando bombas de fabricação caseira, gerando desequilíbrios com a biota estuarina e, também, conflitos com os demais pescadores. Outra prática de pesca danosa é a que lança veneno (carrapaticida) nas gamboas do rio Formoso para pescar o camarão.

Como o Brasil é um país de território extenso e possui várias pequenas propriedades (82%), os agricultores geralmente recebem pouca ou nenhuma informação sobre a utilização dos agrotóxicos e conseqüentemente sobre sua periculosidade. Muitas vezes não escolhem o agrotóxico correto, não possuem conhecimento no preparo, aplicação, transporte, armazenamento e descarte das embalagens e sobras desses agrotóxicos (RODRIGUES, 2006). Por esse motivo, um programa de monitoramento é imprescindível para população ribeirinha do estuário do rio Formoso.

O tráfego freqüente de embarcações em diferentes velocidades na área também vem acarretando diversos problemas, tanto com a fauna aquática, afugentada pelo ruído dos motores e pela grande movimentação de água, quanto com os pescadores, devido à redução do estoque pesqueiro e do risco de atropelamento enquanto praticam a pesca (Figura 05). O óleo encontrado nas águas estuarinas do local de estudo é proveniente das embarcações, assim como o lixo lançado no estuário e no mar, por seus ocupantes e, também, a atracação destas nos recifes (CPRH, 1998), provocando assim, desequilíbrios com os ecossistemas aquáticos e recifais.



Figura 05. Tráfego de embarcação turística.
Foto: Autora, 2009.

6.0. METODOLOGIA

6.1. AMOSTRAGENS

As coletas foram efetuadas nos meses de janeiro, fevereiro e março de 2009 caracterizando a estação seca e nos meses de junho, julho e agosto do mesmo ano correspondendo à estação chuvosa. Ao longo do rio Formoso foram delimitadas 4 estações de coleta (P1, P2, P3 e P4) para o sedimento a fim de estabelecer também a distribuição espacial dos metais na área estudada (Figura 03). A profundidade do material sedimentar coletado esteve entre 0-10cm e as coletas foram realizadas sempre na baixa-mar, nas margens da região estuarina do rio Formoso. Os pontos foram demarcados, de forma que um ponto estivesse localizado na desembocadura do rio, próximo ao mar (à jusante), outro

mais próximo da costa (à montante) e os dois outros, localizados em pontos intermediários. Além de sedimento, também foram coletadas amostras dos moluscos *Crassostrea rhizophorae* e *Mytella charruana*, apenas no ponto 2, local de maior ocorrência dos organismos.

A distribuição dos pontos de coleta e sua respectiva localização georeferenciada estão apresentadas na Tabela 01.

Tabela 01. Localização dos pontos da coleta em relação ao rio Formoso.

PONTO	REFERÊNCIA	COORDENADA GEOGRÁFICA (GPS)
01	Ponto mais interno, próximo à ponte da cidade de onde se observa uma saída de efluente urbano e hospitalar.	MD*- S 08°39'32,8" W 35°08'56" ME*- S 08°39'32,5" W 35°08'55,8"
02	Conhecido como região dos Paus.	MD- S 08°40'14,9" W 35°07'28" ME- S 08°40'13,1" W 35°07'25,8"
03	Confluência do rio Passos com o rio Formoso.	MD- S 08°40'16,7" W 35°06'54,2" ME- S 08°40'15,1" W 35°06'50"
04	Região mais costeira próxima à prainha, com forte influência marinha, localizada no local conhecido como "pedrinhas do Ariquindá", rio Ariquindá.	MD- S 08°41'30" W 35°06'15,9" ME- S 08°41'32,1" W 35°06'11,7"

*MD- Margem direita; ME- Margem esquerda

6.2. COLETA DOS PARÂMETROS HIDROLÓGICOS

Os parâmetros hidrológicos (transparência da água, temperatura, salinidade, potencial hidrogeniônico e oxigênio dissolvido) foram medidos “*in situ*”, conforme o Standard Methods for Examinations of Water and Wastewater (APHA, 2005).

As amostras superficiais de água foram coletadas na área de maior circulação estuarina (região mais profunda) entre os pontos de coleta do sedimento, sendo no número de quatro. Foi utilizada uma garrafa de Niskin para coleta da água (Figura 06).



Figura 06. Coleta de água para análise de parâmetros hidrológicos.
Foto:: Héliida Silva, 2009.

As amostras para determinação de oxigênio dissolvido foram acondicionadas em frascos âmbar escuro (150ml) preenchidos até transbordamento e hermeticamente fechados com tampa esmerilhada e fixadas “*in situ*”, as demais amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno (100ml), ambos previamente lavados e descontaminados com ácido clorídrico a 10%. Logo após a coleta, os frascos foram colocados em caixas térmicas, onde ficaram protegidos da exposição solar, sendo transportados imediatamente ao Laboratório de Química do Departamento de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), onde cada amostra foi analisada em duplicata.

Os principais parâmetros físicos e químicos foram determinados segundo os métodos:

6.2.1. Transparência da água

A transparência da água foi calculada a partir da observação da profundidade de desaparecimento do Disco de Secchi.

6.2.2. Temperatura

Os dados relativos à temperatura foram registrados “*in situ*” através de um termômetro digital, tipo espeto, da marca Inconterm.

6.2.3. Salinidade

Para as amostras destinadas à medição da salinidade foi empregado o método de Möhr-Knundsen, descrito por Strickland e Parsons (1972).

6.2.4. Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH da água foi determinado com um pHmetro portátil com controle microprocessado, da marca pHTEK, utilizando-se alíquotas das amostras coletadas para determinação do oxigênio dissolvido.

6.2.5. Oxigênio Dissolvido

As amostras foram fixadas com reagentes a base de sulfato de manganês e iodeto de potássio alcalinizado, conforme metodologia proposta por Winkler e descrita por Strickland e Parsons (*op. Cit*).

6.2.6. Taxa de Saturação de Oxigênio

Para calcular a taxa de saturação de oxigênio foi aplicada a correlação entre a temperatura e a salinidade da água, de acordo com a tabela-padrão da International Oceanography Tables (UNESCO, 1973).

6.3. DETERMINAÇÃO DO TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA NOS SEDIMENTOS SUPERFICIAIS

Todas as amostras foram secas em estufa a 105°C por 24 horas, pesadas e depois levadas à mufla em cadinhos de porcelana, calcinadas a 550°C e pesadas até peso constante.

A diferença de peso entre o peso inicial (com amostra) e o final multiplicado por 100 é igual ao percentual de matéria na amostra de sedimento.

6.4. TRATAMENTO ESTATÍSTICO: VALIDAÇÃO DO MÉTODO PARA ANÁLISE DE SEDIMENTOS.

Para validação da metodologia foi utilizado um padrão certificado internacional da Community Bureau of Reference (BCR nº 625, identificado como CRM 277-Estuarine sediment).

6.5. ANÁLISE ESTATÍSTICA

Objetivando reconhecer a correlação dos dados obtidos, o programa THE UNSCRAMBLER, versão 7.01 foi utilizado para análise exploratória de componentes principais (CAMO, 1998).

6.6. METODOLOGIA PARA COLETA, PREPARAÇÃO E ANÁLISE DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO

As amostras de sedimentos foram coletadas a uma profundidade máxima de 10cm, utilizando-se uma colher plástica como indicado na Figura 07. Após a coleta, os sedimentos foram armazenados em sacos plásticos. Todas as amostras mantiveram-se conservadas no laboratório, em baixas temperaturas (aproximadamente a 4°C) até o momento da preparação do material para o ataque ácido.



Figura 07. Coleta de sedimento no estuário do rio Formoso.

Foto: Autora, 2009.

A preparação e a análise das amostras foram realizadas nos laboratórios de Oceanografia Química e Oceanografia Geológica da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) e no Laboratório de Qualidade de Água (LQA) da Associação do Instituto de Tecnologia de Pernambuco (ITEP/OS).

As amostras coletadas de sedimentos, aproximadamente 1.000g, passaram inicialmente por um processo de secagem em estufa a uma temperatura de 50°C, até a obtenção de um peso constante. Posteriormente a amostra seca e homogeneizada foi destorroada manualmente. Retirou-se, das quatro partes, uma alíquota em torno de 100g

para cada amostra de sedimento, submetendo-a primeiramente a uma moagem e em seguida, a um peneiramento para separação da fração silte-argila (grãos menores que 63 μ m). O processo de triagem em peneira de malha de 63 μ m garante a separação dos grãos silíceos (Figura 08).



Figura 08. Peneira para sedimento, abertura da malha 0,062mm.
Foto: Autora, 2009.

Para o preparo e análise das amostras, foi utilizada uma alíquota de 0,25g, onde esta foi pesada em uma balança digital marca GEHAKA modelo AG200. Em um cadinho de teflon apropriado, esta alíquota foi digerida utilizando-se ácido nítrico p.a. (HNO₃), ácido perclórico p.a. (HClO₄) e ácido fluorídrico p.a. (HF). As amostras foram submetidas a uma abertura ácida em forno de microondas (marca Provector Analítica, modelo DGT 100plus), adaptado a partir do método da Environmental Protection Agency (U.S.EPA, 2001), realizada no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LABTAM) do ITEP, e os metais foram quantificados utilizando-se Espectrômetro de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente

Acoplado (ICP-OES) da SPECTRO modelo Spectroflame, no Laboratório de Qualidade de Água (LQA). A Figura 09 apresenta os materiais utilizados nos procedimentos analíticos de digestão dos sedimentos.

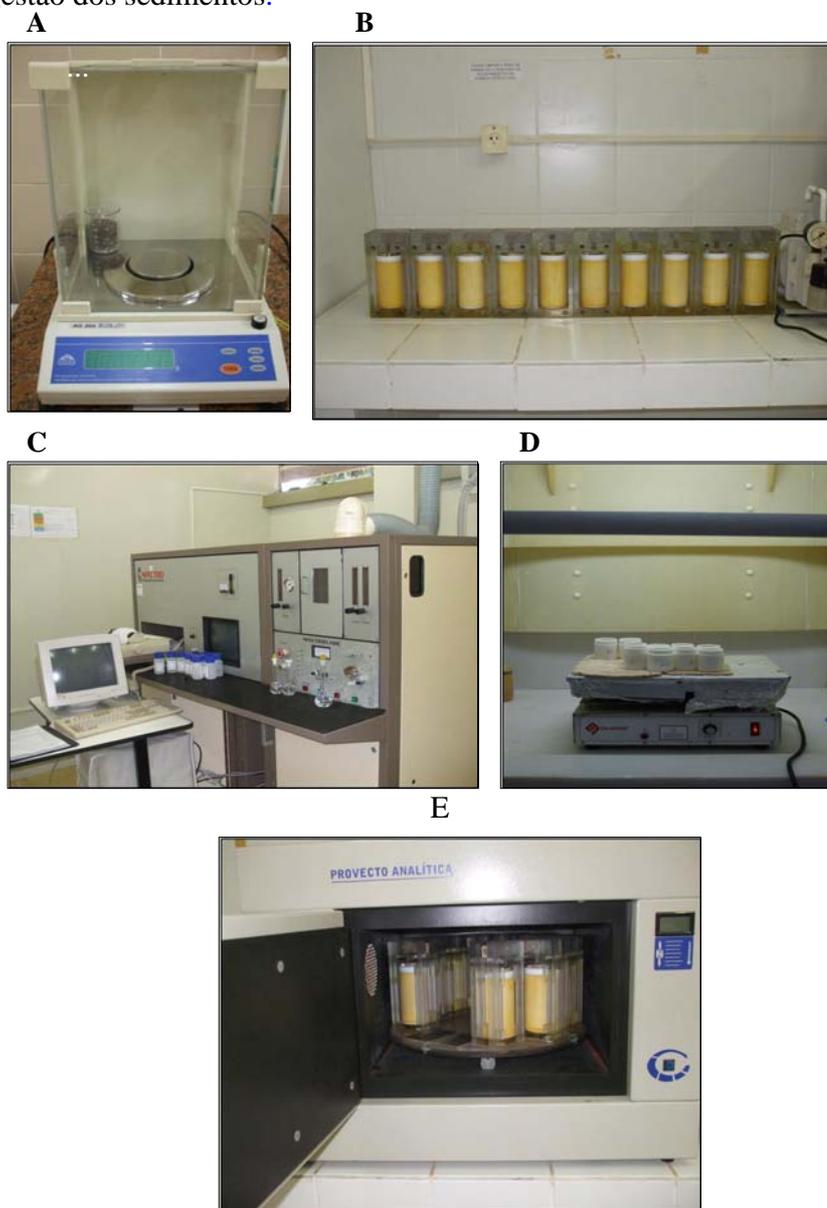


Figura 09. Materiais utilizados nos procedimentos de análise dos metais em amostras de sedimento. A: Balança digital; B: Recipientes de teflon e seus respectivos suportes ; C: Digestor de amostras por microondas; D: Chapa elétrica com cadinhos de polietileno e E: Espectrômetro de Emissão Ótica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES)

Foto: Autora, 2009.

Cada amostra de sedimento foi analisada em triplicata, sendo também em número de 3 (três), a digestão de cada amostra, e o resultado final obtido pela média dos valores experimentais. O processo analítico pode ser visualizado no fluxograma da Figura 1.

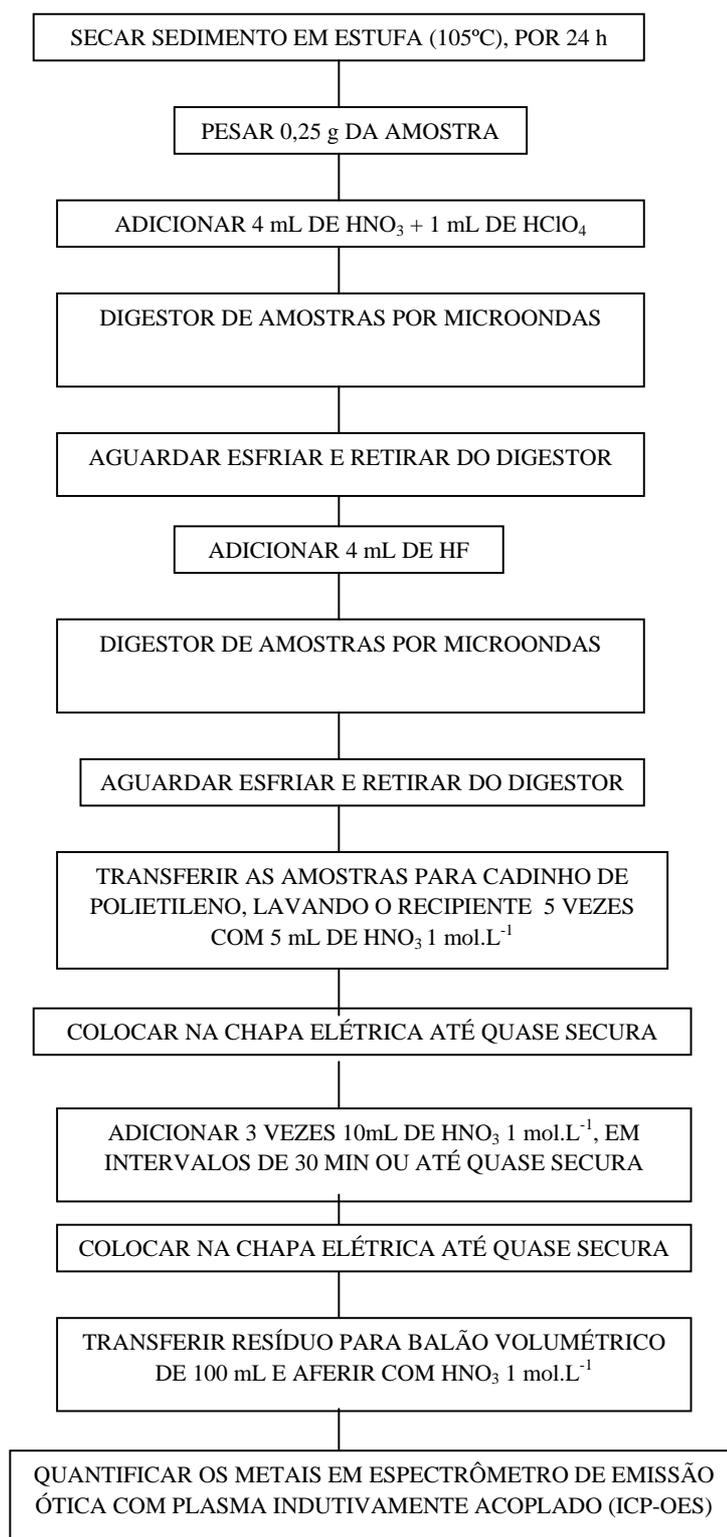


Figura 10. Fluxograma do processo analítico para determinação de metais em sedimentos.

6.6.1. Valores de referência para sedimentos

Três níveis de classificação estabelecidos pela NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) foram utilizados, sendo eles: TEL, que é a concentração abaixo da qual não são esperados efeitos adversos sobre organismos aquáticos; PEL, concentração acima da qual são esperados efeitos adversos severos sobre organismos aquáticos e SEL, nível de efeitos severos sobre organismos aquáticos.

O Nível de Base Natural (NBN ou *background*) de determinados elementos foram levados em consideração, a fim de estabelecer uma comparação dos valores encontrados.

6.6.2. Análise granulométrica

O material foi colocado em estufa para secagem a uma temperatura de 60°C; após ter passado por uma pré-secagem em temperatura ambiente. Posteriormente, as amostras foram quarteadas e destas retirado 100 g para o peneiramento úmido, utilizando-se as peneiras de 2 mm e 0,062 mm, separando assim as frações cascalho, areia e lama (silte e argila). As frações arenosas e cascalhosas foram pesadas, sendo a primeira para realização do peneiramento mecânico. Com a diferença entre as frações pesadas, obteve-se a fração lamosa. No peneiramento mecânico, foi usado um agitador de peneiras (*rot-up*) da marca Viatest tipo VSM 200, durante 10 minutos, com intervalo de um *phi* entre as frações (escala de *Udden Wentworth*). As frações retidas em cada peneira foram pesadas em balança até a segunda casa decimal. As figuras 11 e 12 ilustram a seqüência descrita acima.

As porcentagens de cada classe textural foram utilizadas para a montagem dos histogramas que podem ser visualizados nos resultados deste trabalho.



Figura 11. Fluxograma do método empregado para análise granulométrica.



Figura 12- Materiais utilizados no procedimento de análise granulométrica.

A: Amostras quarteadas; B: Agitador de peneiras e C: Amostras secas em estufa.

Foto: Autora, 2009.

6.7. METODOLOGIA PARA COLETA, PREPARAÇÃO E ANÁLISE DAS AMOSTRAS DE MOLUSCO

O molusco bivalve *Crassostrea rhizophorae* foi coletado na área em estudo com auxílio de uma espátula de aço inox, uma vez que estes organismos encontravam-se aderidos às raízes de mangue, e lavadas com água do próprio local para retirada de sedimentos; no caso do bivalve *Mytella charruana* que se encontravam enterrados no sedimento, emaranhados às raízes de mangue foram coletados manualmente sem a necessidade de qualquer instrumento. A quantidade de indivíduos utilizados para este trabalho segue a metodologia recomendada por DASKALAKIS (1996), que sugere o uso de 50 ou mais indivíduos por amostra.

Os moluscos foram colocados em sacos plásticos etiquetados e acondicionados em isopor com gelo para o transporte ao laboratório permanecendo no freezer até o momento das análises.

A preparação e dissolução ácida das amostras de ostra (*Crassostrea rhizophorae*) e sururu (*Mytella charruana*) foi realizada nos Laboratórios da Associação do Instituto Tecnologia de Pernambuco- ITEP/OS. O método utilizado foi o de Normas do Instituto Adolfo Lutz (1976). Os moluscos foram abertos com a ajuda de espátula de aço inox e a parte comestível foi retirada da concha utilizando espátula de porcelana, em seguida lavada com água ultra pura para retirada de fragmentos de concha e/ou sedimentos. As amostras de molusco foram trituradas a fim de se obter um conteúdo homogêneo e pastoso e, logo após, transferidas para béqueres de vidro previamente descontaminados. Cerca de 3g da amostra foi pesado em cadinho de porcelana utilizando balança analítica e, em seguida incinerado no bico de Bunsen, com auxílio da garra metálica, até não mais se observar a saída de CO₂.

As amostras permaneceram na Mufla a 450° C por aproximadamente 24 horas. As cinzas obtidas foram dissolvidas em ácido nítrico (HNO₃), onde após este processo foram transferidas para o balão volumétrico de 100 ml, e aferido com água ultra pura.

Após a metodologia empregada, os metais foram quantificados através da ICP-OES, como mostra a seqüência das Figuras 13, 14 e 15 (fluxograma do processo analítico).

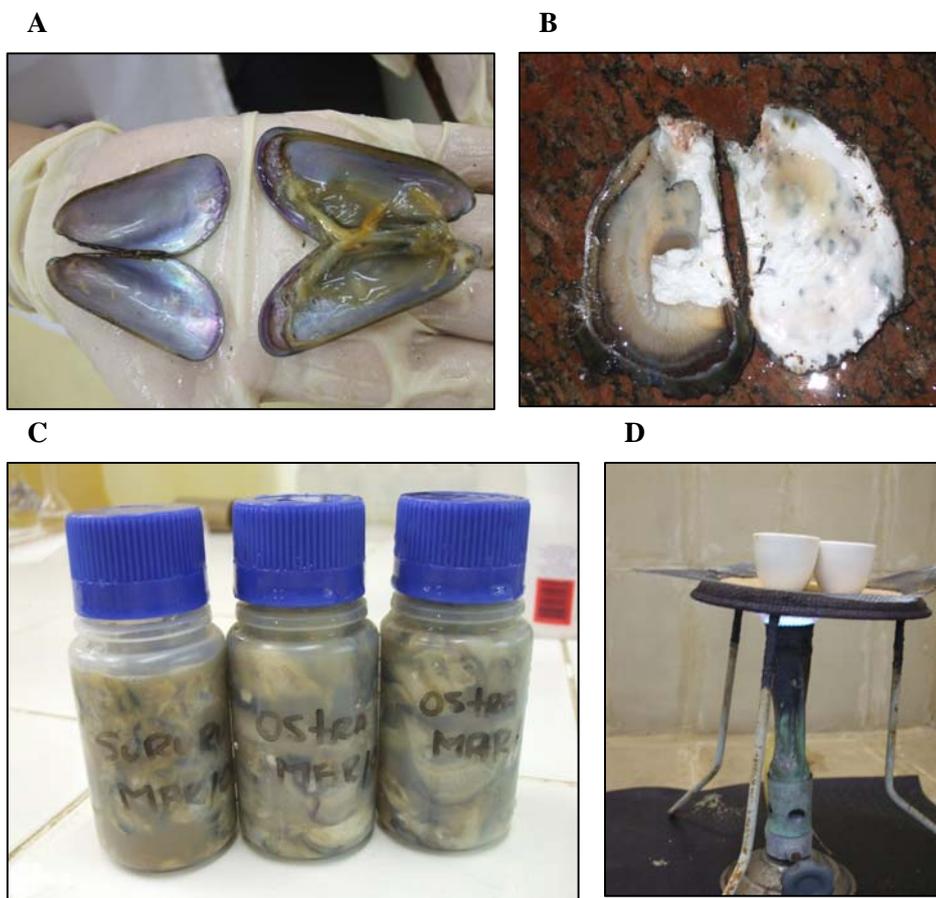


Figura 13. Materiais utilizados nos procedimentos de digestão das amostras de molusco. A: Abertura do molusco sururu; B: Abertura do molusco ostra; C: Armazenamento de amostras em frascos de polietileno; D: Retirada do excesso líquido utilizando Bico de Bunsen e cadinhos de porcelana.

Foto: Autora, 2009.

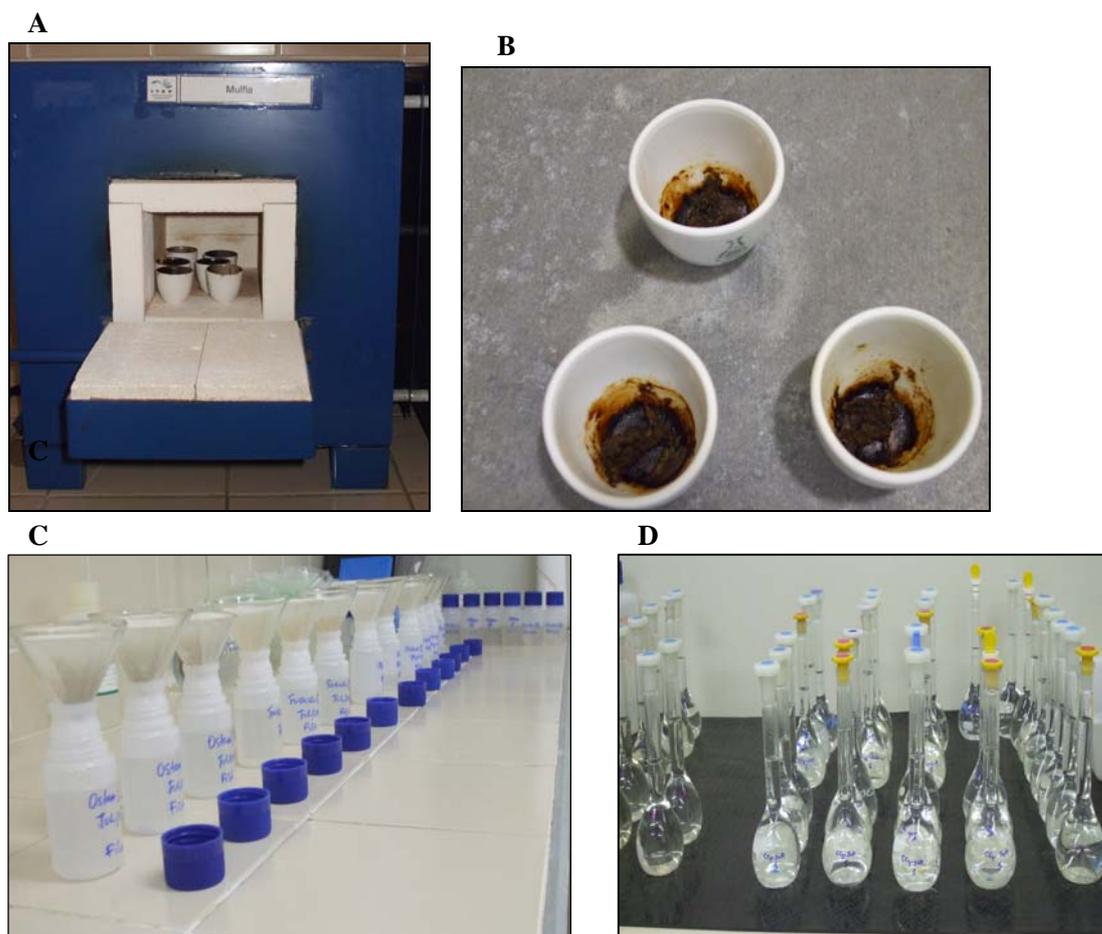


Figura 14. Materiais utilizados nos procedimentos de digestão das amostras de molusco. A: Aquecimento das amostras na mufla; B: Diluição em ácido; C: Filtração e armazenamento em frascos polietileno; D: Transferência para balão volumétrico. Foto: Autora, 2009.

6.7.1. Valores de referência para moluscos

A Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) estabeleceu valores de referências para metais-traço presentes em alimentos. Dentre os alimentos presentes, os moluscos e os produtos de pesca tiveram seus valores comparados aos do presente trabalho. Para as concentrações de ferro presentes nos moluscos estudados utilizou-se os valores

adotados pela World Health Organization (WHO) que estabelece um valor diário tolerável de $0,8\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

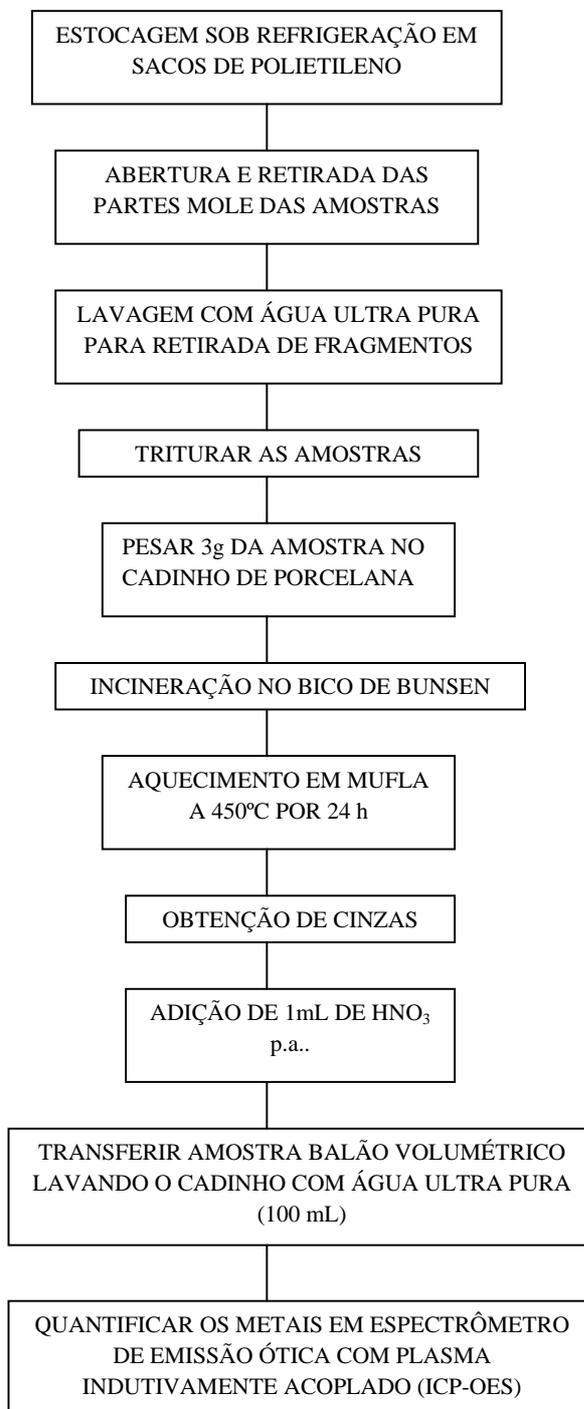


Figura 15. Fluxograma do processo analítico para determinação de metais em moluscos.

7.0. RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.1. ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS

Segundo Belo *et al.* (2010), para se identificar grupos de elementos com comportamento similar e o comportamento geral dos dados, foi utilizada a técnica quimiométrica de classificação, a Análise de Componentes Principais (ACP), avaliando-se o conjunto de dados dos resultados e obtendo uma redução da dimensão dos mesmos, conservando a maior parte das informações estatísticas úteis presentes nos dados originais.

Os resultados dos loadings para a todas as ACPs estão apresentados nos apêndices A e B.

O apêndice A é representado pelas PC1, PC2 e PC3 relacionadas à variabilidade dos dados: molusco, metais, parâmetros hidrológicos, matéria orgânica e variação sazonal.

O apêndice B é representado pelas PC1, PC2 e PC3 relacionados à variabilidade dos dados: sedimento, metais, parâmetros hidrológicos, matéria orgânica e variação sazonal.

A primeira componente principal (PC1) explica 42% da variabilidade dos dados estudados (molusco, metais, parâmetros hidrológicos, matéria orgânica e variação sazonal) e é composta principalmente pelas variáveis: salinidade (S‰), transparência, temperatura (T°C), potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), matéria orgânica (MO) e teores de Se, Pb, Mn e Cr. A PC1 representa principalmente as variáveis que caracterizam os períodos seco/chuvoso, como pode ser observado no gráfico de escores, sendo o período seco representado pela cor vermelha e o período chuvoso, pela cor azul (Figura 16). A segunda componente principal (PC2) que representa 17% da variância é composta principalmente pelos teores de Zn, As, Al e Fe.

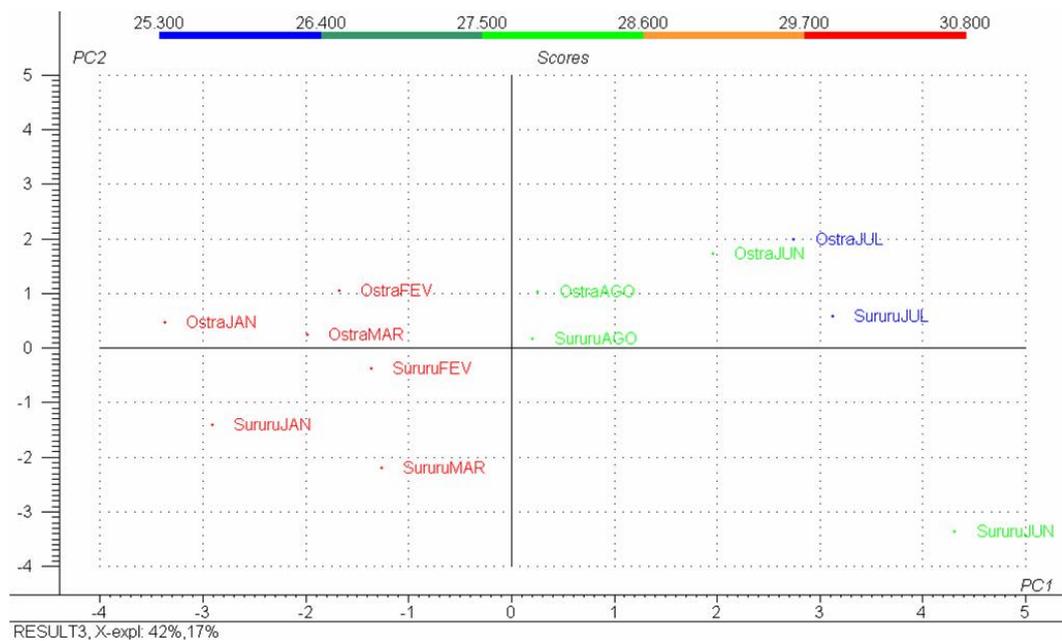


Figura 16. Gráfico dos escores para a análise por componentes principais utilizando os dados dos moluscos bivalves (PC1xPC2).

Posicionando-se os resultados das amostras em um espaço bidimensional observa-se que o sururu (junho) esteve afastado do agrupamento principal. Analisando-se os resultados obtidos para essa amostra, verifica-se que os teores de As ($63,33 \text{ mg.kg}^{-1}$), Fe (421 mg.kg^{-1}) e Al ($1616,67 \text{ mg.kg}^{-1}$) foram mais altos que valores encontrados na ostra, onde a PC2 explica melhor esses resultados, afastando a amostra em questão das demais (Figura 17).

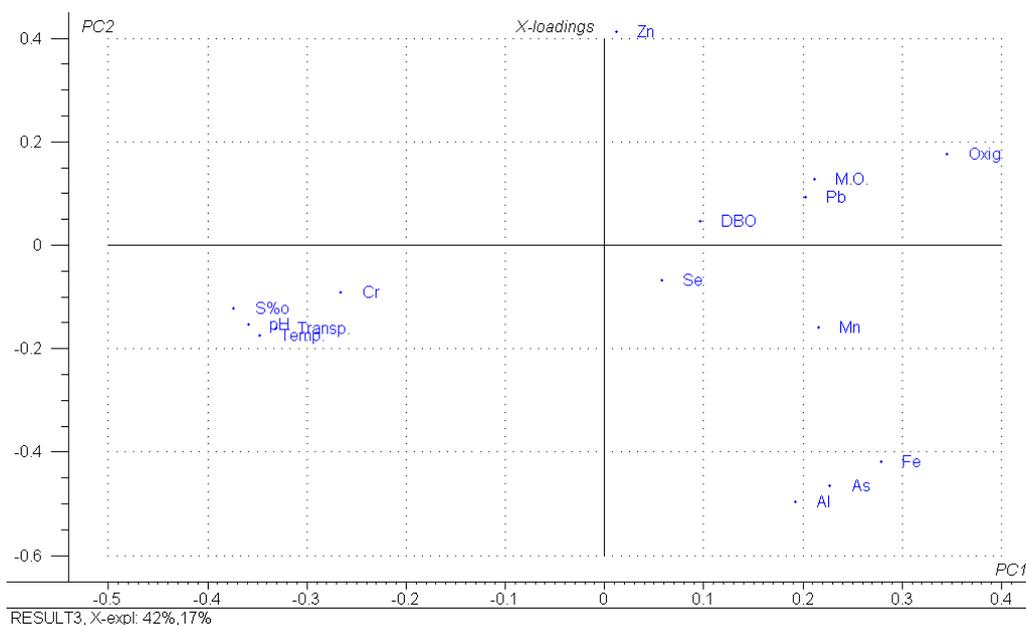


Figura 17. Gráfico dos escores para a análise por componentes principais utilizando os dados dos parâmetros hidrológicos, MO e moluscos bivalves (PC1 x PC2).

O fato do somatório das duas primeiras componentes principais se apresentarem numa porcentagem de 59% da variação dos dados em questão demonstra que as variáveis avaliadas são pouco correlacionadas, e por isso uma nova componente (PC3) foi analisada.

A PC3 representa 16% da variância e é composta principalmente pelo DBO e teores de Se, Zn, Mn e Pb. A PC3 foi bastante influenciada pelas amostras de ostra e sururu (agosto), uma vez que os teores de Zn (170 mg.kg^{-1}) e Pb ($1,67 \text{ mg.kg}^{-1}$) na ostra foram mais significativos no que se refere a essa componente e a concentração média para a DBO foi mais significativa no mês de agosto (Figura 18).

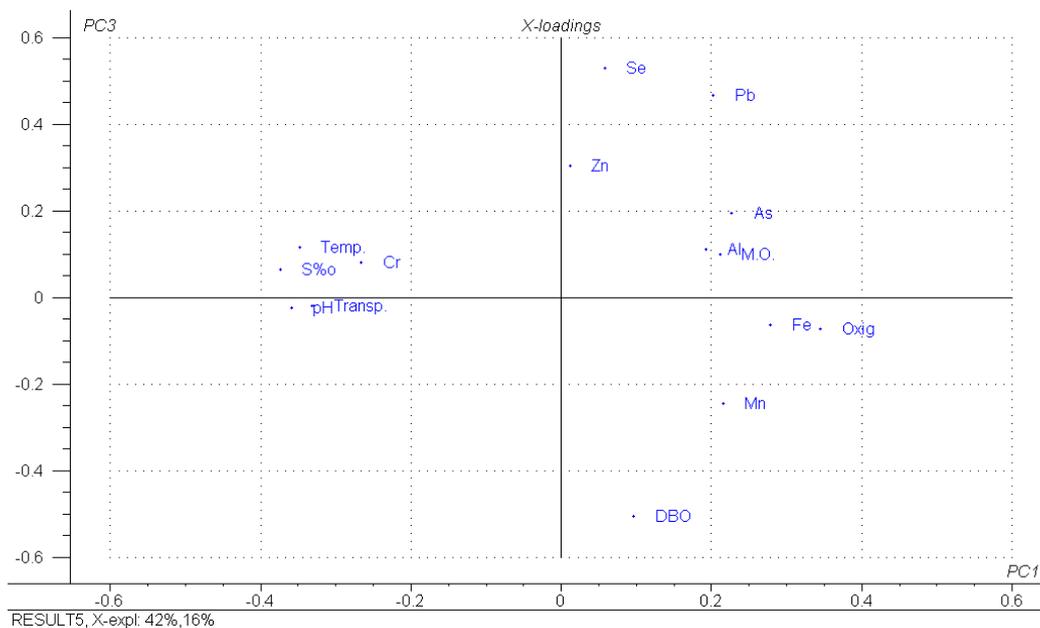


Figura 18. Gráfico dos escores para a análise por componentes principais utilizando os dados dos parâmetros hidrológicos, MO e moluscos bivalves (PC1xPC3).

É possível observar as correlações existentes entre parâmetros hidrológicos estudados, onde a salinidade, pH, temperatura e transparência da água estiveram sempre associados, formando um grupo que está intimamente correlacionado com as concentrações de cromo.

Para as amostras de sedimento, metais, parâmetros hidrológicos e variação sazonal, a primeira componente principal (PC1) da Figura 19 explica 45% da variabilidade dos dados observados e é composta principalmente pelas variáveis: S%o, transparência, DBO e teores de As, Fe, Al, Cr, Zn, Mn e Pb. A PC1 representa principalmente as variáveis que caracterizam a variação espacial determinada pelas alterações da salinidade, como pode ser observado no gráfico de escores. O gráfico da figura 19 representa principalmente as variáveis que caracterizam os períodos seco/chuvoso, sendo o período seco representado pela cor vermelha e o período chuvoso, pela cor azul. A segunda componente principal

(PC2) que representa 13% da variância é composta principalmente pelas variáveis T°C, pH, OD, MO e teores de Se (Figura 20).

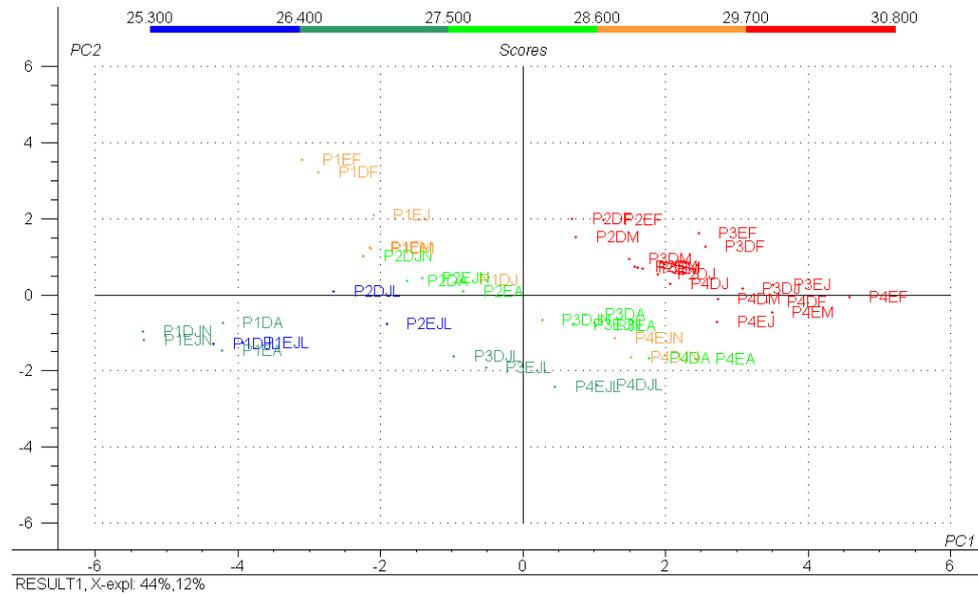


Figura 19. Gráfico dos escores para a análise por componentes principais utilizando os dados dos sedimentos superficiais (PC1 x PC2).

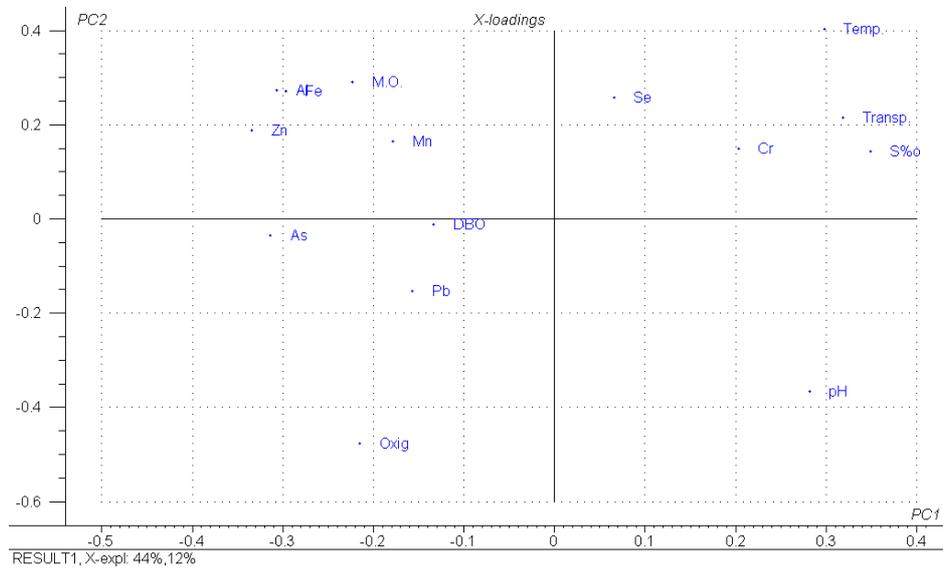


Figura 20. Gráfico dos escores para a análise por componentes principais utilizando os dados dos parâmetros hidrológicos, MO e sedimentos superficiais (PC1 x PC2).

Uma terceira componente principal (Figuras 21 e 22) foi calculada e a mesma explica 10% dos dados estudados. A PC3 é composta principalmente pela variável DBO e teores de Se, Pb e Cr.

O Zn apresentou uma significativa correlação positiva com o Al e com o Fe podendo indicar que ele está retido nos argilominerais constituintes do sedimento de fundo, uma vez que o Al reflete a composição química desse grupo de minerais, e/ou que a precipitação desse metal é influenciada pelos óxidos e hidróxidos de Fe constituintes do sedimento de fundo.

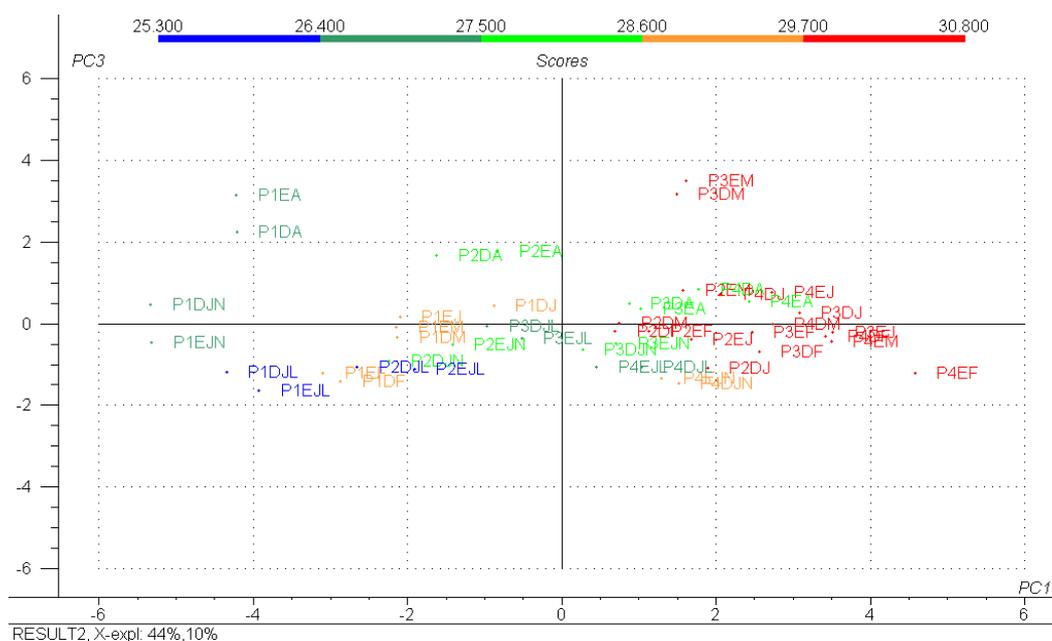


Figura 21. Gráfico dos escores para a análise por componentes principais utilizando os dados dos sedimentos superficiais (PC1-PC3).

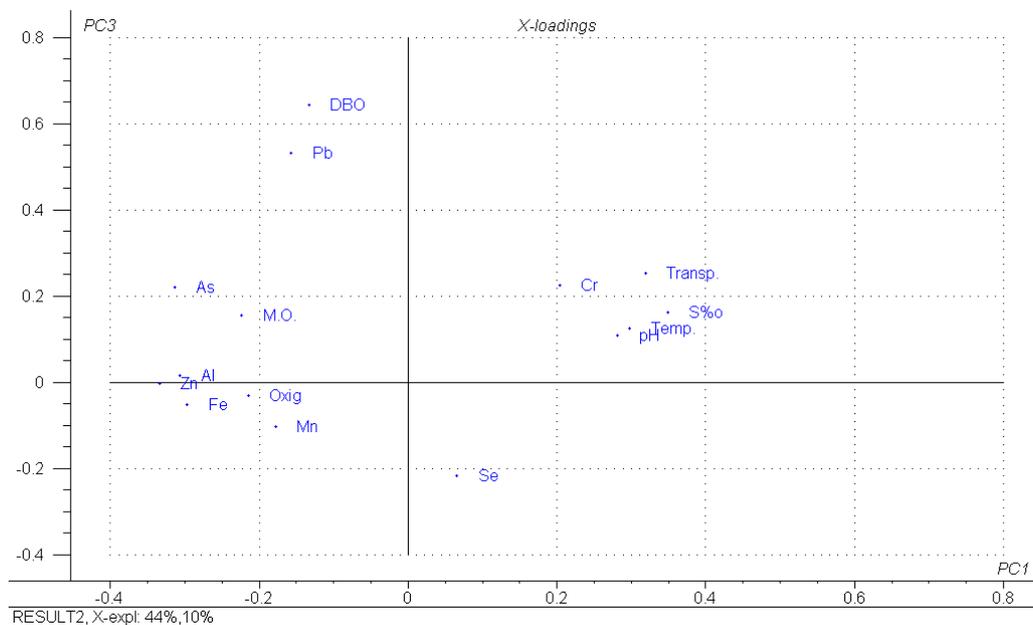


Figura 22. Gráfico dos escores para a análise por componentes principais utilizando Os dados dos parâmetros hidrológicos, MO e sedimentos superficiais (PC1 x PC3).

7.2. PARÂMETROS HIDROLÓGICOS

Por serem os estuários zonas de rápidas mudanças, essencialmente de transição, o equilíbrio da cadeia trófica pode ser facilmente comprometido em função de variações nos parâmetros físicos e químicos, que acarretam, por conseguinte, a desestruturação dos sistemas biológicos locais (MIRANDA *et al.*, 2002).

A pluviosidade (LAMEPE/ITEP, 2009) mostrou, no presente trabalho, influência no ambiente estudado principalmente através da redução da salinidade no período de maiores índices de precipitação, além de ser mostrada correlação inversa à temperatura da água. A tabela dos índices pluviométricos encontra-se em anexo (Anexo B).

O resultado dos parâmetros hidrológicos está distribuído entre os apêndices C e I, e nele estão contidos todos os valores avaliados neste estudo para os parâmetros em questão.

7.2.1. Transparência da água

A transparência da água no estuário do rio Formoso apresentou, durante os meses de coleta, valores médios de 100 cm. O valor máximo registrado foi de 165 cm no ponto 4 no mês de março e o mínimo de 20 cm nos pontos 1 e 2 dos meses de julho e junho, respectivamente. (Figura 23 e Apêndice C).

Os resultados apresentaram variações evidentes no que se refere ao fator sazonalidade, quando no verão a transparência da água é maior que no inverno.

O ponto 1 apresentou um valor máximo de 90 cm no mês de fevereiro e mínimo de 20 cm no mês de julho, com média de 60 cm durante o estudo.

O ponto 2 apresentou um valor máximo de 140 cm no mês de março e mínimo de 20 cm no mês de junho. A média dos valores dos meses de estudo foi de 92,5 cm.

O ponto 3 apresentou valores máximos de 160 cm nos meses de janeiro e março e mínimo de 40 cm no mês de julho, com média de 121,7 cm durante o estudo.

O ponto 4 apresentou um valor máximo de 165 cm no mês de março e mínimo de 50 cm no mês de julho, com média de 125,8 cm durante o estudo.

A transparência da água apresentou uma tendência de redução em direção a montante, onde o ponto 4 (mais distante da nascente) apresentou os maiores valores.

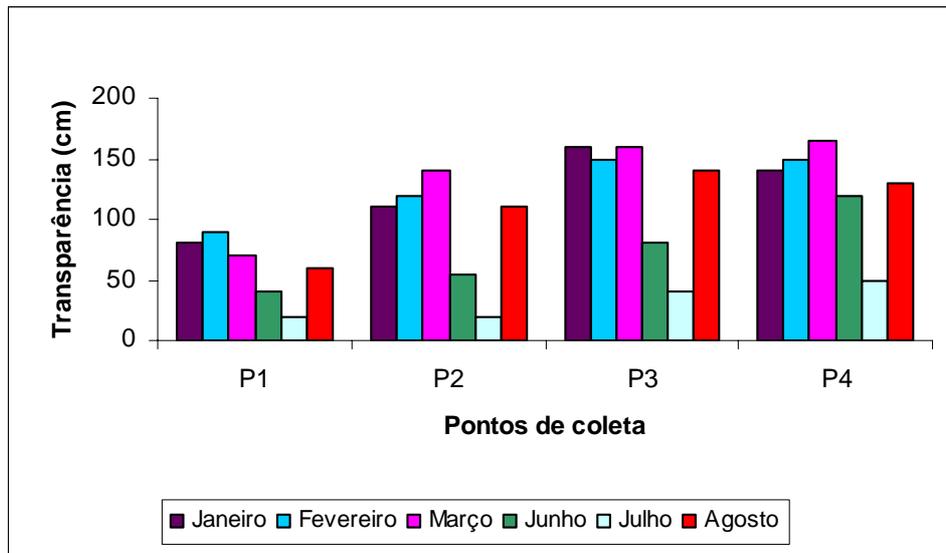


Figura 23. Gráficos da variação de transparência, nos períodos seco e chuvoso.

Os valores obtidos para o período chuvoso corroboram com a afirmação de Macêdo e Costa (1990), onde os meses de maior precipitação pluviométrica indicaram menor transparência da água, devido à elevada concentração de material em suspensão carregado para o rio.

7.2.2. Temperatura

A temperatura da água no estuário do rio Formoso apresentou, durante os meses de coleta, valor médio de 28,7°C. O valor máximo registrado foi de 30,8°C no ponto 4 no mês de fevereiro e o mínimo de 25,3°C no ponto 1 no mês de julho (Figura 24 e Apêndice D).

Os resultados apresentaram variações sazonais bem definidas, apresentando valores mais altos no período seco e mais baixos no período chuvoso.

O ponto 1 apresentou um valor máximo de 29,1 °C no mês de fevereiro e mínimo de 25,3 °C no mês de julho, com média de 27,6°C durante o estudo.

O ponto 2 apresentou um valor máximo de 30,5°C no mês de fevereiro e mínimo de 26,3°C no mês de julho. A média dos valores dos meses de estudo foi de 28,8°C.

O ponto 3 apresentou valores máximos de 30,7 °C no mês de fevereiro e mínimo de 26,8°C no mês de julho, com média de 29,2°C durante o estudo.

O ponto 4 apresentou um valor máximo de 30,8°C no mês de fevereiro e mínimo de 27,3°C no mês de julho, com média de 29,3°C durante o estudo.

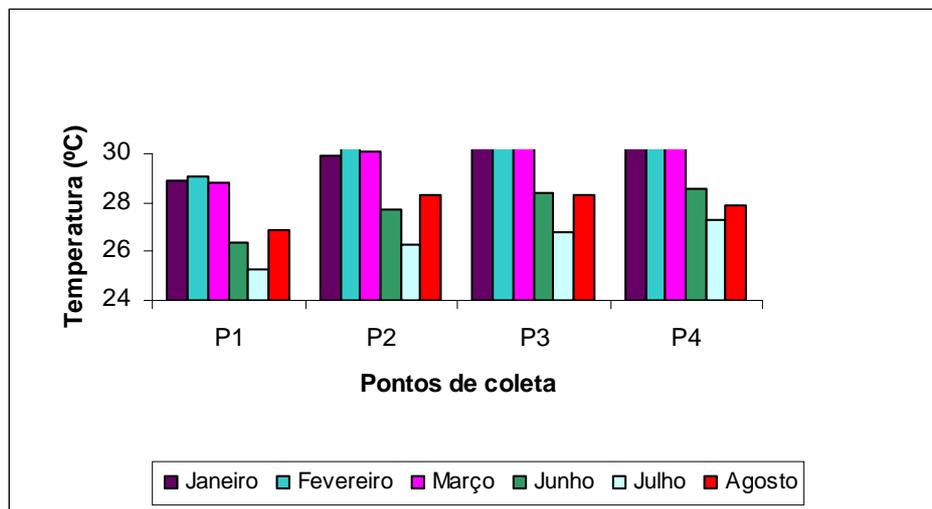


Figura 24. Gráficos da variação da temperatura, nos períodos seco e chuvoso.

No presente trabalho, a temperatura e a salinidade apresentaram uma correlação direta para o estuário estudado, confirmando Macêdo e Costa (1978), quando afirmaram que na estação seca as altas temperaturas e altas salinidades coexistem devido à redução de água doce, através de um fluxo menor proveniente dos rios e da chuva e que na estação chuvosa as baixas temperaturas quase sempre coincidem com baixas salinidades, devido ao aumento no fluxo de água.

Os meses de verão evidenciaram valores significativamente mais elevados, devido as horas de maior intensidade luminosa, característica desse período.

7.2.3. Salinidade

Durante os meses de estudo, a salinidade da água apresentou um valor máximo de 34,18 no ponto 4 do mês de janeiro e mínimo de 0,05 no ponto 1 do mês de junho. A média dos valores dos meses de estudo foi de 16,63 (Figura 25 e Apêndice E).

O ponto 1 apresentou um valor máximo de 10,5 no mês de janeiro. O valor mínimo encontrado foi de 0,05 no mês de junho. A média dos valores dos meses de estudo foi de 3,96.

O ponto 2 apresentou um valor máximo de 26,92 no mês de janeiro e mínimo de 5,69 no mês de junho. A média dos valores dos meses de estudo foi de 17,21.

O ponto 3 apresentou valores máximos de 33,66 no mês de janeiro e mínimo de 9,52 no mês de julho, com média de 22,39 durante o estudo.

O ponto 4 apresentou um valor máximo de 34,18 no mês de janeiro e mínimo de 8,67 no mês de junho, com média de 22,98 durante o estudo.

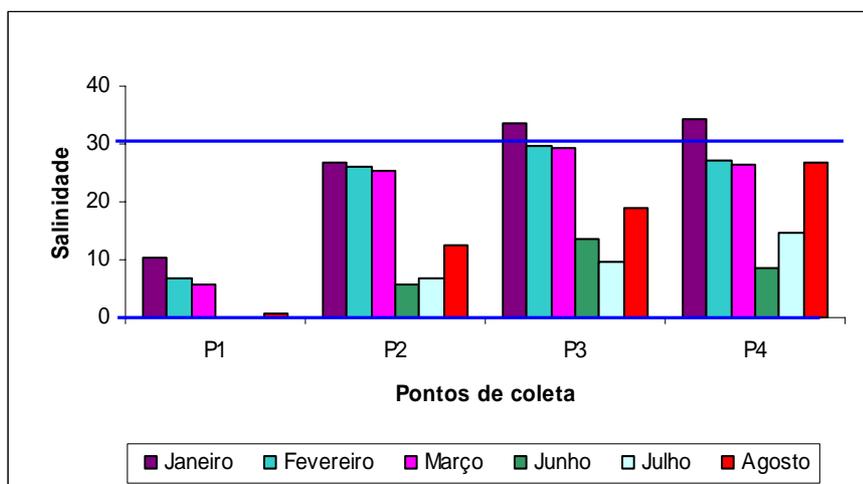


Figura 25. Gráficos da variação da salinidade, nos períodos seco e chuvoso.

— Valores estabelecidos pelo CONAMA N°357/2005 para salinidade de águas salobras (0,3 a 30).

A salinidade apresentou um padrão de redução em direção à montante, em função da mistura da água marinha com a da drenagem continental. Ocorreram variações expressivas ao longo dos períodos de coleta. Observa-se uma nítida diferença entre os períodos seco e chuvoso, onde valores mais elevados foram registrados no período seco devido ao processo de evaporação, acentuado durante essa estação do ano. No período chuvoso, quando há maior precipitação pluviométrica, os valores registrados se mostram mais baixos que no período seco.

Os valores registrados neste trabalho para a salinidade não se enquadram totalmente aos valores estabelecidos pelo CONAMA N°357/2005 para salinidade de águas salobras classe II (0,3 a 30).

Observa-se, que durante o período chuvoso, a distribuição da salinidade aumenta progressivamente do rio para o mar com regimes oscilando do limnético (< 0,5) a

eurihalino (30,0 à 40,0). Na época de estiagem o sistema é tipicamente mixohalino (30,0 à 40,0 \pm 0,5)

7.2.4. Potencial Hidrogeniônico

Durante o período de coleta, o pH da água do estuário do rio Formoso manteve-se neutro com valor médio de 7,0. O valor máximo foi de 7,4 no ponto 4 nos meses de janeiro e agosto e o mínimo registrado foi de 6,7 no ponto 1 nos meses de fevereiro e março.

O ponto 1 apresentou um valor máximo de 7,0 nos meses de junho e agosto. O valor mínimo encontrado foi de 6,7 nos meses de fevereiro e março. A média dos valores dos meses de estudo foi de 6,9.

O ponto 2 apresentou um valor máximo de 7,1 no mês de janeiro e mínimo de 6,8 nos meses de junho e julho. A média dos valores dos meses de estudo foi de 6,9.

O ponto 3 apresentou valores máximos de 7,3 no mês de janeiro e mínimo de 7,0 no mês de junho, com média de 7,1 durante o estudo.

O ponto 4 apresentou um valor máximo de 7,4 no mês de agosto e mínimo de 7,2 nos meses de junho e julho, com média de 7,3 durante o estudo.

As médias obtidas para os valores de pH aumentaram discretamente no sentido da nascente para a foz, evidenciando uma pequena variação espacial, predominando um ambiente neutro a levemente alcalino. Esses valores indicam a eficiência do mecanismo ácido/base, condicionada principalmente pelas correntes de marés, responsáveis pela rápida reciclagem dos recursos químicos e biológicos no ecossistema.

Os valores mais baixos observados no ponto 1 podem estar relacionados ao transporte de ácidos húmicos e fúlvicos na maré de vazante, dos manguezais para o rio, estabelecendo o menor valor de pH no momento da coleta.

Os valores de pH obtidos estiveram dentro dos valores estabelecidos pelo CONAMA N°357/2005, entre 6,5 e 8,5 (Figura 26 e Apêndice F).

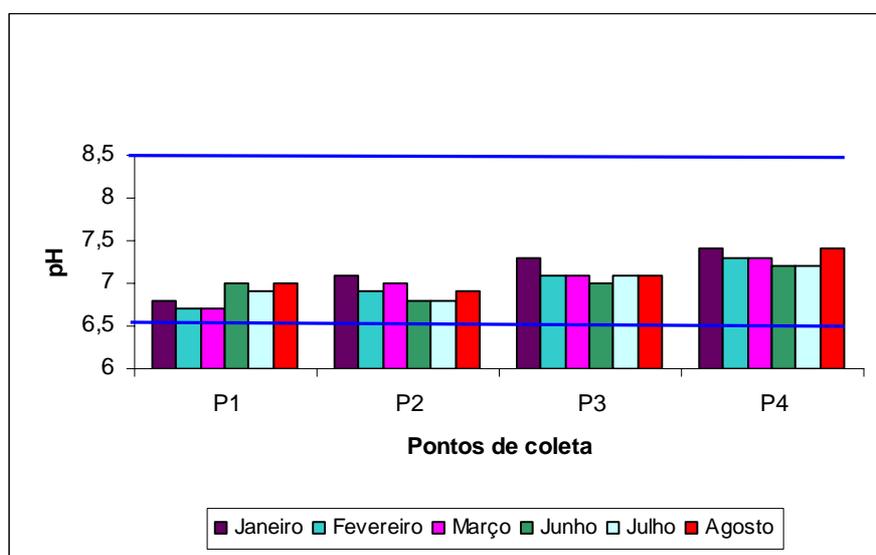


Figura 26. Gráficos da variação do pH, nos períodos seco e chuvoso.

——— Valores estabelecidos pelo CONAMA N°357/2005 para água salobra Classe II

De acordo com trabalho realizado por Silva (2009) no estuário do rio Formoso, os valores obtidos para o pH neste estudo corroboram com resultados encontrados pela autora, valores entre 6,5 e 7,5, caracterizando um ambiente levemente alcalino.

7.2.5. Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido na água do estuário do rio Formoso não apresentou grandes variações, onde o valor máximo encontrado foi de 7,93 mg.L⁻¹ no mês de junho e o mínimo

de 4,14 mg.L⁻¹ em janeiro, ambos no ponto 1. O valor médio durante os meses de coleta foi de 5,31 mg.L⁻¹ (Figura 27 e Apêndice G).

O ponto 1 apresentou valor máximo de 7,93 mg.L⁻¹ no mês de junho e mínimo de 24,14 mg.L⁻¹ no mês de janeiro, com uma média de 5,70 mg.L⁻¹ para os meses de coleta.

O ponto 2 apresentou valor máximo de 5,58 mg.L⁻¹ no mês de julho e mínimo de 4,63 mg.L⁻¹ no mês de março com valor médio de 5,44 mg.L⁻¹ para os meses de coleta.

O ponto 3 apresentou valor máximo de 5,98 mg.L⁻¹ no mês de julho e mínimo de 4,30 mg.L⁻¹ em fevereiro. A média obtida dos meses de coleta foi de 5,14 mg.L⁻¹.

O ponto 4 apresentou valor máximo de 5,84 mg.L⁻¹ no mês de julho e mínimo de 4,84 mg.L⁻¹ em março, com uma média de 5,22 mg.L⁻¹ para os meses de coleta.

Nos períodos estudados foram obtidos valores de oxigênio dissolvido dentro do recomendado pelo CONAMA N°357/2005 para águas salobras classe II, que prevê um valor mínimo de 4,0 mg.L⁻¹ (Figura 27 e Apêndice G). Tais valores indicam o não comprometimento da qualidade da água do estuário do rio Formoso.

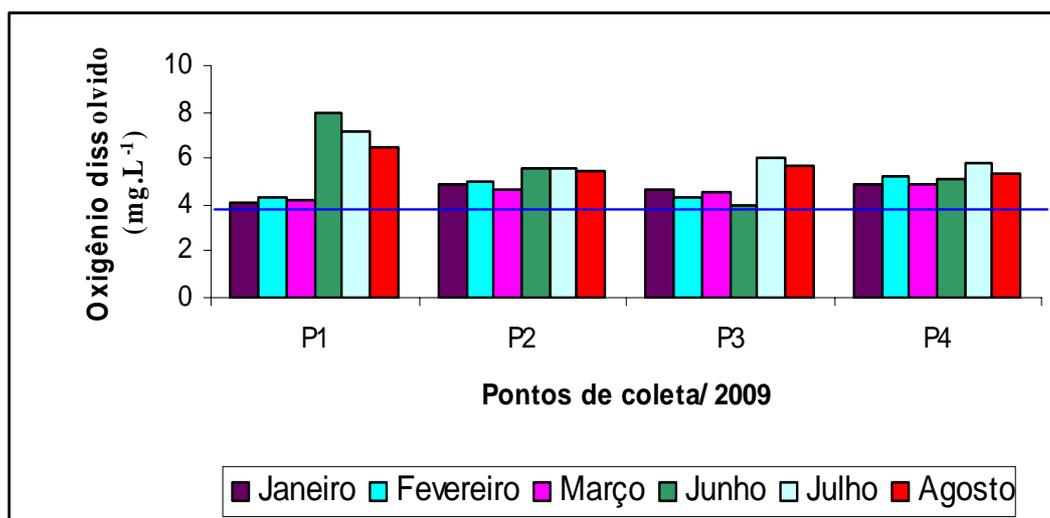


Figura 27. Gráficos da variação de oxigênio dissolvido, nos períodos seco e chuvoso.

— Mínimo de OD em águas salobras classe II estabelecidos pelo CONAMA N°357/2005

7.2.6. Taxa de Saturação de Oxigênio

O percentual da taxa oxigênio dissolvido do estuário do rio Formoso apresentou valor médio de 75,27%, onde o valor máximo encontrado foi de 98,75% no mês de junho e o mínimo de 55,47% em março, ambos no ponto 1 (Apêndice H).

De acordo com as médias obtidas para os percentuais da taxa de saturação de oxigênio dissolvido nos pontos de coleta, o ponto 4 apresentou a maior média com taxa de 77,61%, seguido do ponto 3 com 75,51%, do ponto 2 com 74,85% e do ponto 1 com 73,09%, seguindo uma distribuição espacial, da foz para a nascente (Figura 28).

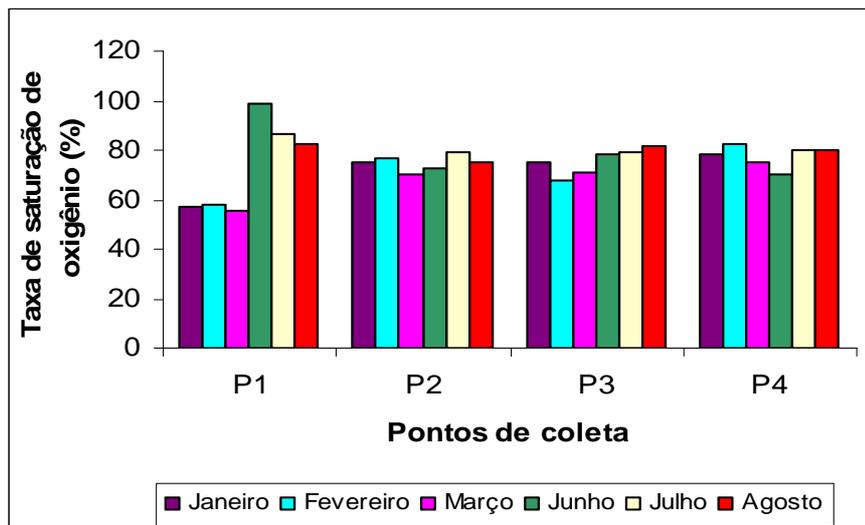


Figura 28. Gráficos da variação da Taxa de Saturação de Oxigênio, nos períodos seco e chuvoso.

O ponto 1 apresentou percentual máximo de 98,75% no mês de junho e mínimo de 55,47% no mês de março com porcentagem média 73,09% para os meses de coleta.

O ponto 2 apresentou percentual máximo de 78,87% no mês de julho e mínimo de 70,59% no mês de março com porcentagem média 74,85% para os meses de coleta.

O ponto 3 apresentou percentual máximo de 81,43% no mês de agosto e mínimo de 67,79% em fevereiro com porcentagem média 75,51% para os meses de coleta.

O ponto 4 apresentou percentual máximo de 82,77% no mês de fevereiro e mínimo de 69,84% em junho com porcentagem média 77,61% para os meses de coleta.

Macêdo de Costa (1978) estabeleceram um sistema de classificação da qualidade da água para os estuários nordestinos baseado na taxa de saturação de oxigênio dissolvido e compreendendo 4 zonas: saturada (valores acima de 100%); baixa saturação (valores entre 50-100%); semi-poluída (valores entre 25-50%) e poluída (valores abaixo de 25%). De acordo com essa classificação e segundo os valores encontrados para este estudo, o estuário do rio Formoso situa-se na zona de baixa saturação.

Os valores obtidos neste trabalho corroboram com resultados encontrados por Silva (2003b) para o estuário do rio Formoso, onde as concentrações estiveram entre 54,20 e 134,70%.

7.2.7. Demanda Bioquímica de Oxigênio

A DBO é o parâmetro fundamental para o controle da poluição das águas por matéria orgânica. Nas águas naturais a DBO representa a demanda potencial de oxigênio dissolvido que poderá ocorrer devido à estabilização dos compostos orgânicos biodegradáveis, o que, possivelmente, leva os níveis de oxigênio nas águas abaixo dos exigidos pelos peixes, levando-os à morte.

A DBO da água do estuário do rio Formoso apresentou variações, onde o valor máximo encontrado foi de 7,97 mg.L⁻¹ no ponto 3 no mês de março e o mínimo não detectável nos pontos 2 e 4 nos meses de junho e fevereiro, respectivamente. O valor médio durante os meses de coleta foi de 1,67 mg.L⁻¹ (Figura 29 e Apêndice I).

O ponto 1 apresentou valor máximo de 5,74 mg.L⁻¹ no mês de agosto e mínimo < 1,00 mg.L⁻¹ no mês de junho, com uma média de 2,37 mg.L⁻¹ para os meses de coleta.

O ponto 2 apresentou valor máximo de 4,44 mg.L⁻¹ no mês de agosto e mínimo < 1,00 mg.L⁻¹ no meses de janeiro, fevereiro e junho, com valor médio de 1,32mg.L⁻¹ para os meses de coleta.

O ponto 3 apresentou valor máximo de 7,97 mg.L⁻¹ no mês de março e mínimo < 1,00 mg.L⁻¹ em janeiro e fevereiro. A obtida dos meses de coleta foi de 2,50 mg.L⁻¹.

O ponto 4 apresentou valor máximo de 1,11 mg.L⁻¹ no mês de março e mínimo < 1,00 mg.L⁻¹ nos meses de janeiro, fevereiro, junho, julho e agosto, com uma média de 0,40 mg.L⁻¹ para os meses de coleta.

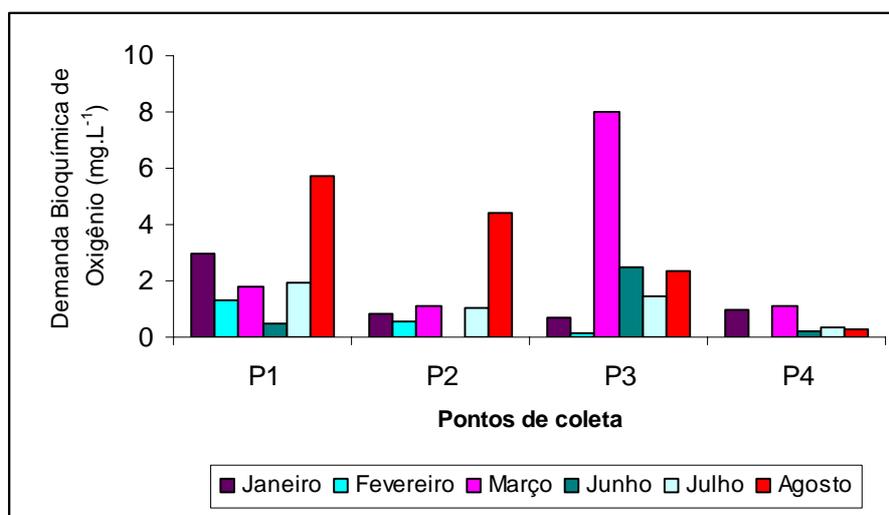


Figura 29. Gráficos da variação da DBO, nos períodos seco e chuvoso.

As maiores médias encontradas para DBO foram nos pontos 1 e 3, onde no primeiro pode ser evidenciado um ambiente com maior descarga de material orgânico. Uma saída de efluente doméstico e hospitalar se encontra no referido ponto, o que também pode justificar

o valor de DBO encontrado. Para o ponto 3, uma maior biodegradação da matéria orgânica pode ser fator relevante para uma média mais alta.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) não variou espacial e/ou sazonalmente nos pontos de coleta e estações do ano estabelecidos e apresentou média geral baixa (1,67 mg.L⁻¹). O padrão mais elevado das águas superficiais no ponto 3, no mês de março, pode ser indicativo da existência de maior biodegradação bacteriana da MO “*in situ*”. Também nos pontos 1 e 2 no mês de agosto a DBO se mostrou mais elevada, sugerindo processos oxidativos, provavelmente provocados pela ressuspensão da MO de sedimentos de fundo em função do índice pluviométrico elevado, característico da estação do ano.

7.3. RESULTADOS DO TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA NOS SEDIMENTOS SUPERFICIAIS

Os teores de matéria orgânica variaram de 9,7% no ponto 4, no mês de fevereiro a 18,93% no ponto 2, no mês de julho, ambos na margem direita.

A Figura 30 mostra que os resultados não apresentaram um padrão sazonal bem definido, pois os valores variam pouco em relação aos meses de coleta (Apêndice J) representado pelos resultados numéricos obtidos para os teores de matéria orgânica nos sedimentos superficiais).

O ponto 1 apresentou valor mínimo de 11,53% no mês de janeiro e máximo de 17,01% em junho, ambos na margem direita. A média total obtida para este ponto foi de 15,04%.

O ponto 2 apresentou valor mínimo de 13,75% no mês de janeiro e máximo de 18,93% em junho, ambos na margem direita. A média total obtida para este ponto foi de 16,37%.

O ponto 3 apresentou valor mínimo de 10,20% no mês de julho na margem esquerda e máximo de 16,05% em março, na margem direita. A média total obtida para este ponto foi de 12,83%.

O ponto 4 apresentou valor mínimo de 9,70% no mês de fevereiro e máximo de 15,27% em janeiro, ambos na margem direita. A média total obtida para este ponto foi de 11,56%.

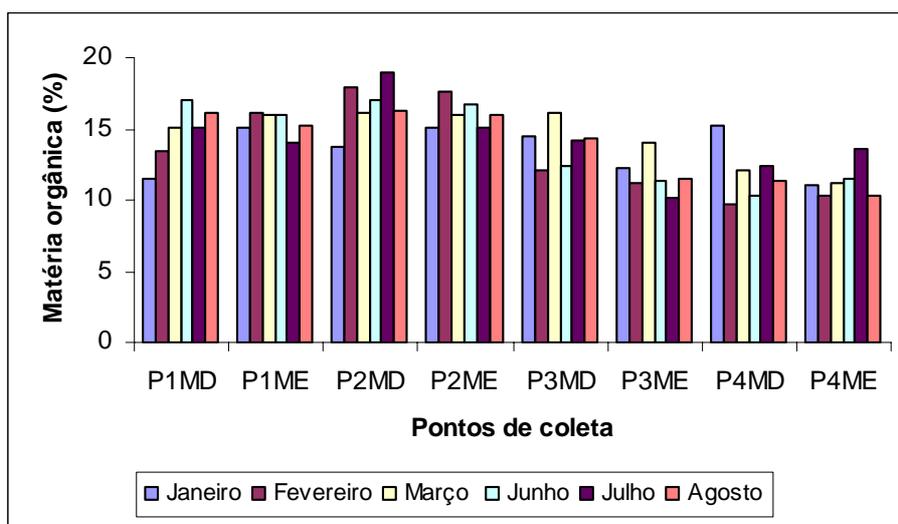


Figura 30. Gráficos da variação do teor de matéria orgânica, nos períodos seco e chuvoso.

Para a estação seca foi obtida uma média 13,90%, com mínimo de 13,60% (mês de janeiro) e máximo de 14,6% (mês de março); na estação chuvosa, a média geral encontrada foi de 14,03%, com mínimo de 13,90% (mês de agosto) e máximo de 14,2% (mês de junho)

Os pontos 1 e 2 apresentaram as maiores médias de matéria orgânica, o que pode ser explicado pela presença de esgoto urbano e hospitalar próximo aos referidos pontos. A estação chuvosa também revelou maiores teores de matéria orgânica.

De acordo com a classificação para sedimentos proposta por Naumann (1930, apud Esteves, 1998), sedimentos com concentrações de MO menores que 10% são do tipo minerais, enquanto sedimentos com mais de 10% de MO são ditos orgânicos. Neste contexto, os sedimentos do estuário do rio Formoso são em sua grande maioria orgânicos.

7.4. METAIS NOS SEDIMENTOS

A legislação ambiental brasileira ainda não dispõe de critérios de qualidade para sedimento e também não existem dados de Nível de Base Natural (Anexo C) para todos os parâmetros determinados nos sedimentos da região em estudo. Sendo assim, para efeito de comparação e para uma aproximação sobre as conseqüências dos teores de metais nos sedimentos, foram utilizados os critérios estabelecidos na literatura, representadas por agências ambientais internacionais, como a NOAA. Os valores referentes aos resultados das concentrações de metais no sedimento superficial estão distribuídos entre os apêndices K e R.

7.4.1. ZINCO

As concentrações médias de Zn, no sedimento superficial da área em estudo, oscilaram entre 30 mg.kg⁻¹ em março na margem esquerda do ponto 4 e 97 mg.kg⁻¹ fevereiro, na margem direita do ponto 1. A concentração média no período chuvoso de 65 mg.kg⁻¹ e de 59,7 mg.kg⁻¹, no período seco (Figura 31 e Apêndice K).

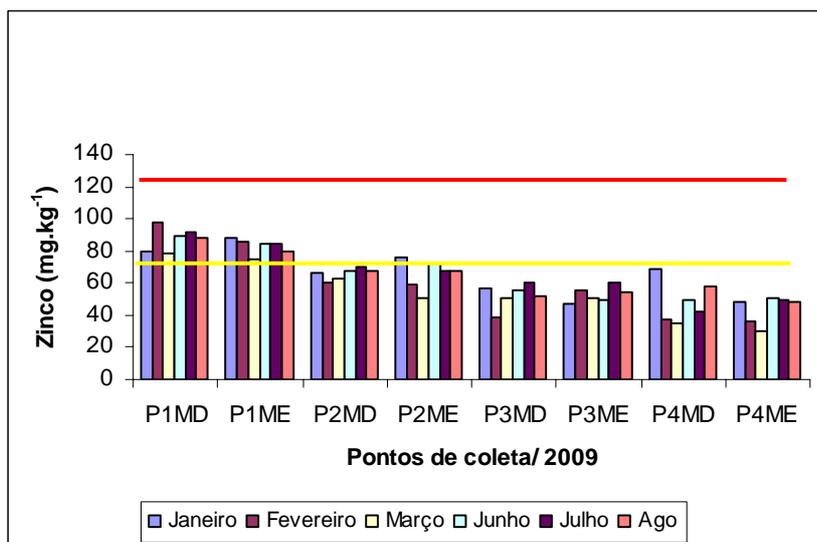


Figura 31. Variação da concentração de Zn no sedimento superficial.

— Complexo Estuarino de Itamaracá ROCHA (2000)
— Limite estabelecido para o TEL pela NOAA

Para o Zn, os pontos apresentaram teores inferiores ao Limite estabelecido pela NOAA para o PEL de 315 mg.kg^{-1} e para TEL, $123,0 \text{ mg kg}^{-1}$.

O intervalo entre o TEL e o PEL representa uma possível ocorrência de efeito adverso à comunidade biológica e os valores são válidos para os demais elementos.

Segundo Silva (2003a) a adsorção sobre ferro e óxidos de manganês, argila mineral e materiais orgânicos são os principais mecanismos de distribuição de zinco da água para os sedimentos, sendo a eficiência desses processos variável com as concentrações no meio, pH, potencial redox, salinidade, natureza e concentração dos complexos ligantes, capacidade de troca de cátions e a concentração do próprio zinco.

De acordo com Calado (2004), a concentração de espécies móveis e trocáveis do zinco diminui se houver despejos de esgoto na área, pela precipitação do metal através de

fatores físicos e químicos. É possível observar na Figura 27, uma maior concentração de zinco no ponto 1, onde há uma saída de esgoto urbano e hospitalar.

As grandes cargas de efluentes domésticos lançados nos ecossistemas resultam em um ambiente parcialmente redutor e em altas taxas de sedimentação, que mantém os metais fortemente ligados ao sedimento sob forma não disponível para incorporação biológica (JESUS *et al.*, 2004).

Em todos os meses, a concentração de zinco no ponto 1 esteve acima do valor utilizado como valor de referência obtido no Complexo Estuarino de Itamaracá por Rocha (2000). A concentração no mês de janeiro na margem direita do ponto 2 também se mostrou acima da referência supra citada.

É válido ressaltar que a adsorção do Zn ocorre mais rapidamente em faixas de pH mais elevadas ($\text{pH} > 7$). A mobilização do zinco dos sedimentos ocorre com aumento da salinidade, deslocado por cátions dos metais alcalinos e alcalinos terrosos. Este comportamento poderia estar contribuindo para o transporte do zinco para as águas e sedimentos do estuário do rio Formoso.

7.4.2. SELÊNIO

As concentrações médias de Se, no sedimento superficial, oscilaram entre 40 mg.kg^{-1} no estuário do rio Formoso em janeiro e 616 mg.kg^{-1} em fevereiro, ambos na margem esquerda do ponto 4. Para este elemento foi encontrada uma concentração média no período chuvoso de 239 mg.kg^{-1} e de 278 mg.kg^{-1} , no período seco (Figura 32 e Apêndice L).

Dispositivos fotográficos, plásticos, pinturas, xampus anticaspas, vitamina, suplementos minerais, fungicidas, e certos tipos de copos possuem selênio ou suas combinações. O selênio também é usado no preparo de drogas e como um alimento nutricional para aves e gados (ATSDR, 2008). Atividades comerciais ligadas à produção e

comércio desses produtos estão presentes na região do rio Formoso. O uso do rio Formoso como depósito de resíduos e efluentes domésticos por parte da população, inclui o descarte desses produtos que são fontes de emissão de selênio. O motivo de ter sido encontrado a maior concentração no ponto 4, pode estar associado ao uso de herbicidas e carrapaticidas contendo selênio, provocando assim, uma contaminação pontual.

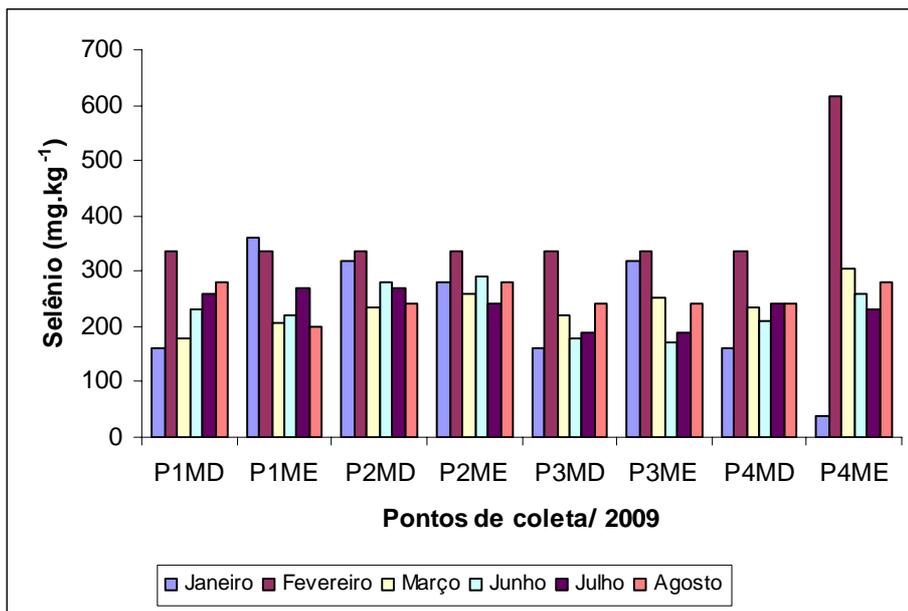


Figura 32. Variação da concentração de Se no sedimento superficial.

7.4.3. ARSÊNIO

Os valores médios encontrados para o As oscilaram entre 720 mg.kg^{-1} na margem esquerda do ponto 4, no mês de fevereiro e 2400 mg.kg^{-1} na margem esquerda do ponto 1 no mês de agosto. A concentração média no período chuvoso foi de 1700 mg.kg^{-1} e de 1365 mg.kg^{-1} , no período seco (Figura 33 e Apêndice M).

As maiores concentrações de arsênio estão situadas em sedimentos superficiais mais urbanos (ponto 1) do rio Formoso enquanto que as menores concentrações estão em sedimentos superficiais do rio Ariquindá (ponto 4). O aparecimento em um local específico das altas concentrações de arsênio é pouco provável devido a sua mobilidade. Isto é positivo, mas o ponto negativo é que a poluição por arsênio se espalha facilmente (LENNTECH, 2003).

Um outro fato que permite ter uma melhor interpretação das concentrações encontradas em sedimentos superficiais do rio Formoso está associado ao seu uso na agricultura. São conhecidos usos de compostos arsênicos na agricultura, através de pesticidas e herbicidas (BETTENCOURT, 1990 apud FERNANDES, 2001).

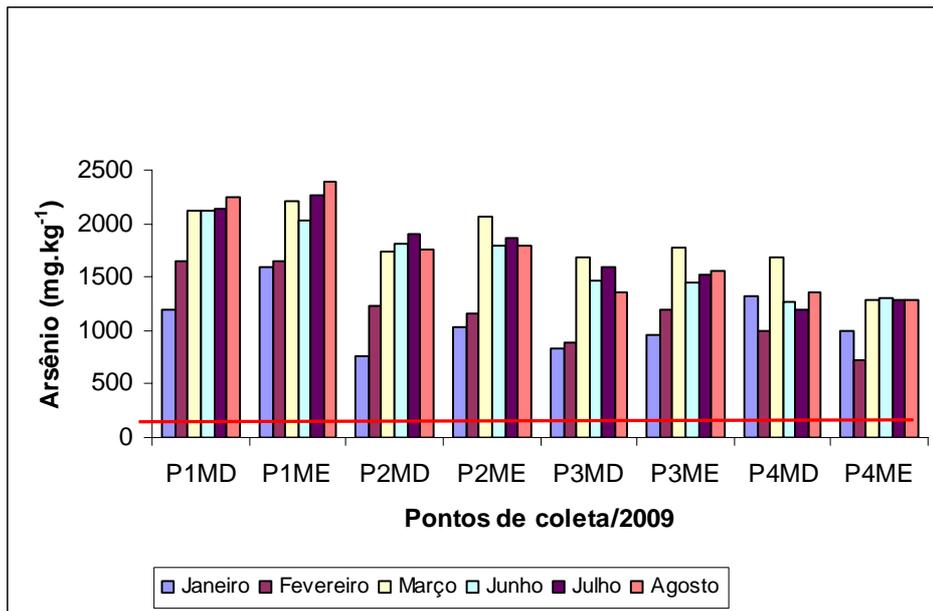


Figura 33. Variação da concentração de As no sedimento superficial.

— Limite estabelecido para o SEL pela NOAA

Para o As, todos os valores obtidos estiveram acima do SEL, 33mg.kg^{-1} .

Rodrigues *et al.* (2010) avaliaram o teor total de arsênio nos sedimentos dos rios Cadeia e Feitoria, pertencentes à bacia hidrográfica do rio Caí (RS, Brasil), que se encontram sob a potencial influência de indústrias do ramo de curtumes. O valor máximo encontrado foi de $4,3\text{mg.kg}^{-1}$, resultado que sugere ainda uma baixa probabilidade de ocorrerem efeitos tóxicos prejudiciais, devido à exposição ecológica e humana às quantidades de As presentes nos sedimentos avaliados, em área potencialmente afetada pela atividade de curtumes.

Concentrações significativas de arsênio (20mg.kg^{-1}) também foram encontradas por Silva (2009b) no sedimento de fundo do estuário do rio Formoso. Valores acima do estabelecido para o TEL e o PEL pela NOAA foram encontrados pela autora, porém muito abaixo do relevado no atual trabalho.

7.4.4. ALUMÍNIO

As concentrações médias de Al, no sedimento superficial da área em estudo, oscilaram entre 52000 mg.kg⁻¹ em fevereiro na margem esquerda do ponto 4 e 140000 mg.kg⁻¹ no mesmo mês, na margem esquerda do ponto 1. Para este metal foi encontrada uma concentração média no período chuvoso de 87167 mg.kg⁻¹ e de 81833 mg.kg⁻¹, no período seco (Figura 34 e Apêndice N).

Segundo Nascimento (2008), o Al é utilizado, freqüentemente como fator de normalização para as concentrações de elementos-traços em sedimento. Isso por se apresentar em elevadas concentrações, não se alterar devido às atividades antrópicas e por fazer parte das estruturas argilominerais.

Os resultados obtidos para matéria orgânica são satisfatórios quando correlacionados às atuais concentrações de metais. No caso do Al, este tende a sedimentar em maior quantidade quando sedimentos com partículas de menores diâmetros estão presentes, já que os aluminossilicatos são argilominerais.

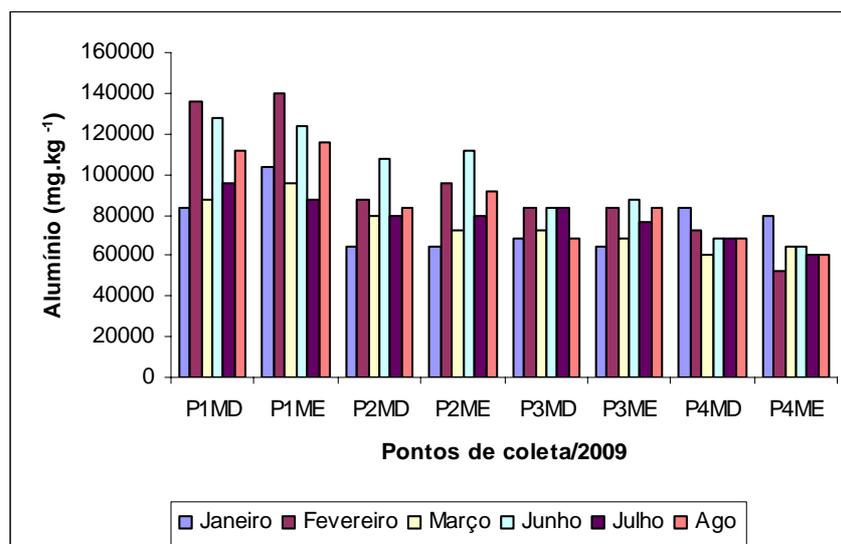


Figura 34. Variação da concentração de Al no sedimento superficial.

Comparando os resultados obtidos neste estudo com trabalhos realizados por outros autores, é possível observar que as concentrações de Al do atual trabalho são muito maiores que as encontradas por aqueles, dentre eles estão: Moura e Souza Neto (2006) que na intenção de fazer o diagnóstico geoquímico e biótico preliminar na área da reserva estadual de Gurjaú (PE), encontraram valores máximos de 67700 mg.kg^{-1} para o referido metal; Dantas (2009), estudando a caracterização ambiental de bancos areno-lamosos nos campos petrolíferos de Macau e Serra (RN), encontrou resultados para Al que variaram de 2518 a 18280 mg.kg^{-1} .

7.4.5. FERRO

Para o Fe foram encontradas concentrações médias entre 20000 mg.kg^{-1} nas margens do ponto 4, nos meses de fevereiro, março e julho e 56000 mg.kg^{-1} nas margens do ponto 1 no mês de fevereiro. Para este metal foi encontrada uma concentração média no período chuvoso de 32667 mg.kg^{-1} e de 32000 mg.kg^{-1} , no período seco (Figura 35 e Apêndice O).

Na ausência de valores norteadores para o ferro, tomou-se como referência o limite estabelecido pela Environmental Protection Agency- EPA (apud THOMAS, 1987), sendo a concentração de Fe não superior a 17000 mg.kg^{-1} .

Todos os valores encontrados para Fe estiveram acima do limite estabelecido pela EPA, o que caracteriza um ambiente contaminado pelo metal em questão.

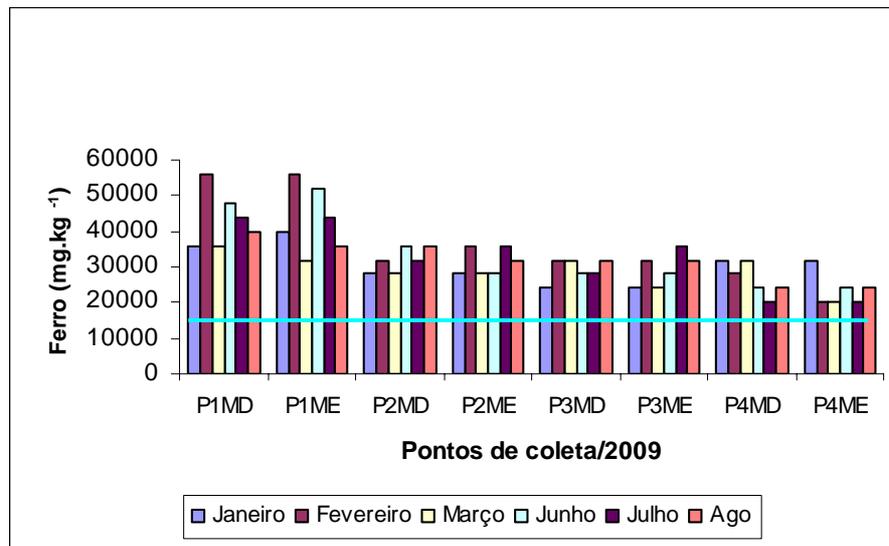


Figura 35. Variação da concentração de Fe no sedimento superficial.
 — Limite estabelecido pela Environmental Protection Agency- EPA

Valores de concentrações de Fe superiores à referência deste estudo também foram encontrados por Rocha (2000) no Complexo estuarino de Itamaracá, onde as concentrações variaram entre 15011 mg.kg⁻¹ e 58685 mg.kg⁻¹. Os trabalhos realizados por Silva (2004) no rio Capibaribe, Lira (2008) na Lagoa do Araçá e Noronha (2008) no estuário do rio Timbó, exibiram valores elevados de Fe, indicando possível contaminação nas áreas estudadas, mas não foram superiores aos valores obtidos neste estudo.

Foi verificada uma variação espacial da nascente para a foz, onde primeiro ponto de coleta, assim como aconteceu com o Al, apresentou uma maior concentração do metal em questão, provavelmente devido ao lançamento pontual de efluente urbano e hospitalar localizado neste ponto e a aplicação local de herbicidas e carrapaticidas, utilizados para a pesca.

Raupp (2008) avaliando as condições ambientais do rio da Laje e suas interações com o ecossistema costeiro no município de Sombrio/SC, determinou as concentrações As, Fe e Mn do sedimento local, tendo estes médias iguais a $3,27 \text{ mg kg}^{-1}$, $14.389,58 \text{ mg kg}^{-1}$ e $330,50 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente. A autora confirma a contaminação por Fe e Mn na área. Os valores obtidos para Fe no atual trabalho são muito superiores aos da autora em questão, indicando elevada contaminação do sedimento superficial do estuário do rio Formoso.

7.4.6. MANGANÊS

As concentrações médias de Mn oscilaram entre 91 mg.kg^{-1} em fevereiro na margem esquerda do ponto 2 e 172 mg.kg^{-1} em março na margem esquerda do mesmo ponto. As concentrações médias nos dois períodos foi de 134 mg.kg^{-1} (Figura 36 e Apêndice P).

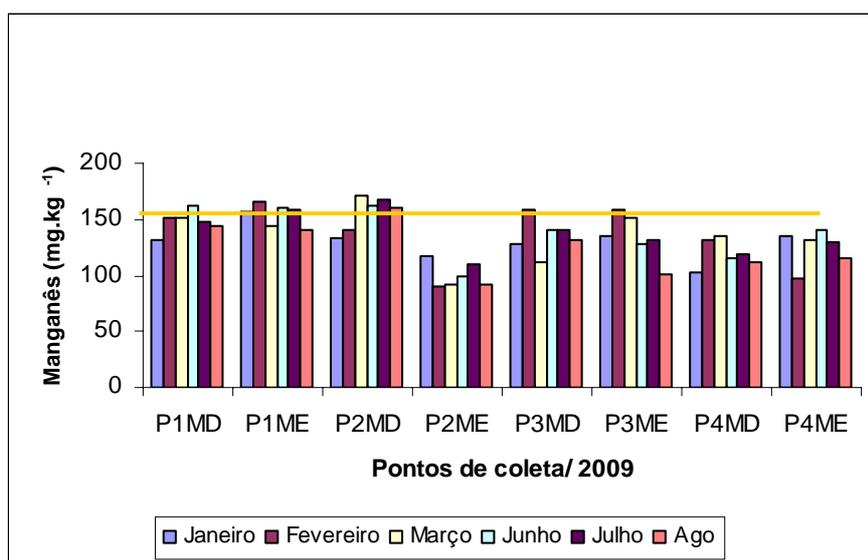


Figura 36. Variação da concentração de Mn no sedimento superficial
 Complexo Estuarino de Itamaracá ROCHA (2000)

Em relação ao elemento Mn, todos os pontos apresentaram concentrações menores que o limite estabelecido para o SEL pela NOAA de 1.100,00 mg kg⁻¹.

Em pH com valores entre 4,0 e 7,0 há a predominância da forma divalente do manganês, que é mais solúvel, enquanto as formas oxidadas ocorrem em pH com valores mais altos (WHO, 1981). Portanto, os valores de pH encontrados no ambiente estudado indica a predominância da forma menos solúvel do manganês que se precipita, acumulando-se nos sedimentos e tornando-se menos disponível para a biota.

Alguns valores encontrados nos pontos 1, 2 e 3 estiveram acima do valor de referência estabelecido por Rocha (2000), no Complexo Estuarino de Itamaracá.

Nos trabalhos realizados na Laguna Madre (EUA) e Baía de Moreton (Austrália) respectivamente dos autores Sharma *et al.* (1999) e Preda e Cox (2002) é possível observar que as concentrações máximas de Mn variaram entre 100 mg.kg⁻¹ e 150 mg.kg⁻¹, resultados semelhantes aos encontrados neste estudo.

7.4.7. CHUMBO

As concentrações médias de Pb, no sedimento superficial, oscilaram entre 42 mg.kg⁻¹ no ponto 4 e 248 mg.kg⁻¹ no ponto 1, ambos na margem esquerda e no mês de agosto. Para este elemento foi encontrada uma concentração média no período chuvoso de 95 mg.kg⁻¹ e de 72 mg.kg⁻¹, no período seco (Figura 37 e Apêndice Q).

O chumbo tem a tendência de formar compostos de baixa solubilidade com uma grande quantidade de ânions normalmente encontrados em águas naturais. Em ambientes estuarinos, os sedimentos anaeróbicos, geralmente ricos em sulfetos, fixam os metais e são reconhecidos como seu maior depositário.

Os compostos inorgânicos de Pb estão presentes em uma variedade de produtos industriais e comerciais, incluindo tintas, plásticos, baterias, ligas metálicas, inseticidas, cabos elétricos e cerâmicas (SOUZA, 2005). Resíduos de alguns desses produtos foram visualizados às margens estuário do rio Formoso. De acordo com entrevistas realizadas com pescadores locais, os venenos utilizados na pesca local são aplicados com mais frequência na área mais urbana do estuário, nos pontos 1 e 2 deste trabalho, onde foi possível observar as maiores concentrações de Pb.

Na área urbana também encontramos naturalmente os maiores fluxos de caminhões e automóveis que durante anos emitiram quantidades consideráveis de chumbo para a atmosfera.

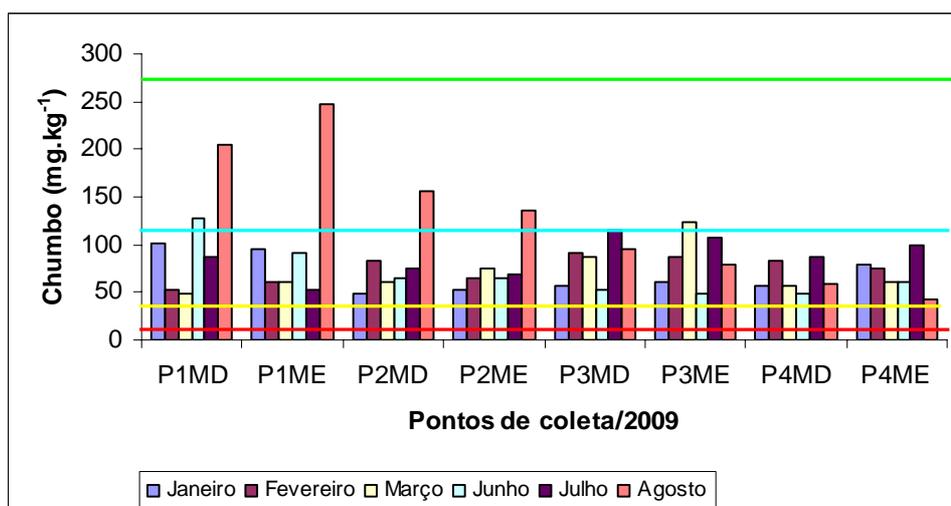


Figura 37. Variação da concentração de Pb no sedimento superficial.

- Limite estabelecido para o TEL pela NOAA
- Valor de referência encontrado na Estação Rádio Pina (BRAYNER, 1998)
- Limite estabelecido para o PEL pela NOAA
- Limite estabelecido para o SEL pela NOAA

Todos os valores obtidos para Pb foram superiores ao TEL, 35 mg.kg⁻¹ e valores superiores ao PEL, 91,3 mg.kg⁻¹ foram encontrados nos seguintes pontos: ponto 1, nas

margens direita e esquerda nos meses de janeiro, junho e agosto; no ponto 2 nas duas margens no mês de agosto; no ponto 3 na margem direita nos meses de fevereiro, julho e agosto; na margem esquerda do mesmo ponto nos meses de março e julho; e na margem esquerda do ponto 4 no mês de julho. Os resultados encontrados para o metal em questão foram inferiores ao SEL, 250 mg.kg^{-1} .

O valor de referência descrito por Brayner (1998) de $40,9 \text{ mg.kg}^{-1}$ foi ultrapassado em todas as amostras de Pb analisadas.

A fim de avaliar a evolução dos aportes de metais pesados na lagoa Rodrigo de Freitas/RJ, Loureiro (2006) afirma que a lagoa apresenta-se contaminada por Hg, Pb, Cu, Zn quando comparados com os valores padronizados pelo Estados Unidos e Canadá. As concentrações médias observadas na camada superficial do sedimento foram de $0,51 \pm 0,013 \text{ mg.kg}^{-1}$ para o mercúrio, $107 \pm 18,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ para o chumbo, $105 \pm 6,14 \text{ mg.kg}^{-1}$ para o cobre e $341 \pm 38,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ para o zinco. Os valores encontrados no presente trabalho são semelhantes aos do autor supracitado, confirmando uma contaminação no sedimento do estuário do rio Formoso.

Nascimento (2008) avaliando a possível influência da atividade petrolífera em sedimentos de fundo da Bacia Piranhas-Açu/RN, encontrou valores para Pb variando entre 3,84 e $30,4 \text{ mg.kg}^{-1}$, o que não indica contaminação na área estudada de acordo com a legislação seguida pela autora.

7.4.8. CROMO

As concentrações médias de Cr oscilaram entre 10 mg.kg^{-1} em junho na margem esquerda do ponto 1 e 46 mg.kg^{-1} fevereiro, na margem direita do ponto 3. A concentração

média no período chuvoso foi de 31 mg.kg^{-1} e de 34 mg.kg^{-1} , no período seco (Figura 38 e Apêndice R).

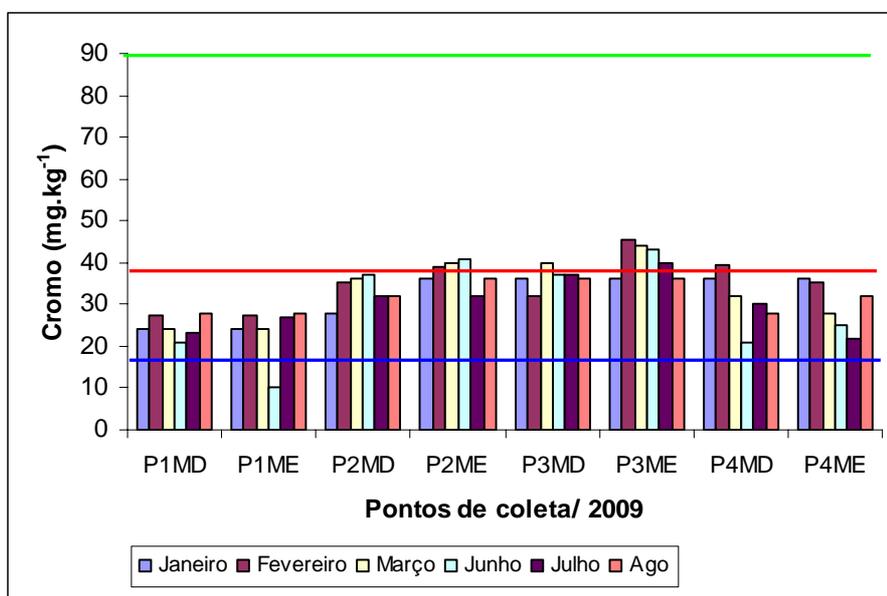


Figura 38. Variação da concentração de Cr no sedimento superficial

- Valor de referência encontrado na Estação Rádio Pina (BRAYNER, 1998)
- Limite estabelecido para o TEL pela NOAA
- Limite estabelecido para o PEL pela NOAA

Para o Cr as margens esquerdas do ponto 2 nos meses de fevereiro, março, junho e do ponto 3, nos meses de fevereiro, março, junho e julho apresentaram concentrações superiores ao TEL de $37,3 \text{ mg kg}^{-1}$, e inferiores ao PEL, $90,0 \text{ mg kg}^{-1}$.

Todos os valores encontrados foram superiores ao valor utilizado como valor de referência, estabelecido por Brayner (1998) na Estação Rádio Pina. Com a relação aos valores estabelecidos para o TEL, é possível afirmar que a área encontra-se contaminada pelo metal cromo.

Um estudo realizado por Conceição (2004) avaliando a distribuição de elementos-traço em sedimentos superficiais do rio Itajaí-Mirim em Santa Catarina, encontrou concentrações de Cr semelhantes ao presente estudo, mas ainda abaixo deste.

Oliveira *et al.* (2009), estudando o comportamento geoquímico de metais em sedimentos de manguezal da baía de Camamu-Bahia, encontrou valores acima do estabelecido para o TEL pela NOAA, inclusive os valores foram compatíveis com o estudo em questão, exibindo concentrações de aproximadamente 50 mg.kg⁻¹.

De acordo com Silva (2003b), grandes quantidades de matéria orgânica presente no ecossistema podem reduzir o Cr⁺⁴ a Cr⁺³, assim, o Cr⁺³ pode formar complexos polinucleares de baixa solubilidade e tornar-se parte dos sedimentos. Essa redução também depende do potencial redox aliada às condições aeróbias e anaeróbias da água e do pH. Em condições de pH alcalino predominam o hidróxido de cromo III.

Os altos valores de matéria orgânica e o pH alcalino obtido no estuário do rio Formoso poderão contribuir para a redução do Cr, na forma Cr⁺³, o qual apresenta baixa solubilidade, resultando baixa mobilidade do Cr para o ambiente e baixa toxicidade para a biota aquática.

As concentrações de Mn no ambiente também interferem no potencial toxicológico do Cr (SILVA, 2003b). A presença de óxidos de Mn promove a solubilização do Cr⁺⁴ para o ambiente, sendo que este último é altamente tóxico para o meio ambiente. As concentrações médias de Mn foram ligeiramente superiores ao valor estabelecido para o valor de referência, estudo realizado por Rocha (2000). Em decorrência dos valores obtidos para o Mn, se faz necessário um controle ambiental na área em estudo para evitar a solubilização do elemento Cr.

7.5. GRANULOMETRIA

No que se refere aos sedimentos, estes podem representar um papel fundamental no estudo dos ambientes aquáticos, especialmente pela sua capacidade de armazenar contaminantes, o que possibilita a obtenção de informações históricas do ambiente e a que tipo de impactos foram submetidos (ANTUNES, 2008). Neste ambiente a análise granulométrica se mostra uma importante ferramenta para se avaliar as tendências de distribuição (transporte do sedimento) e os tamanhos das partículas. Além disso, as características físicas das partículas influenciam diretamente na capacidade de ligação com metais e a matéria orgânica do meio. Logo, a composição granulométrica é de extrema importância exercendo um papel na estrutura e composição do sedimento, bem como na determinação de possíveis alterações antrópicas responsáveis pelo assoreamento e modificações na natureza física dos sedimentos.

Analisando-se a distribuição granulométrica dos sedimentos nota-se o predomínio das partículas finas (silte e argila) sobre as grosseiras (cascalho; areias grossa, média e fina) nos quatro pontos estudados (Figura 39 Apêndice S). As frações silte e argila são muito representativas na área estuarina. Isto se deve a influência do manguezal, que retém partículas finas nas planícies de maré.

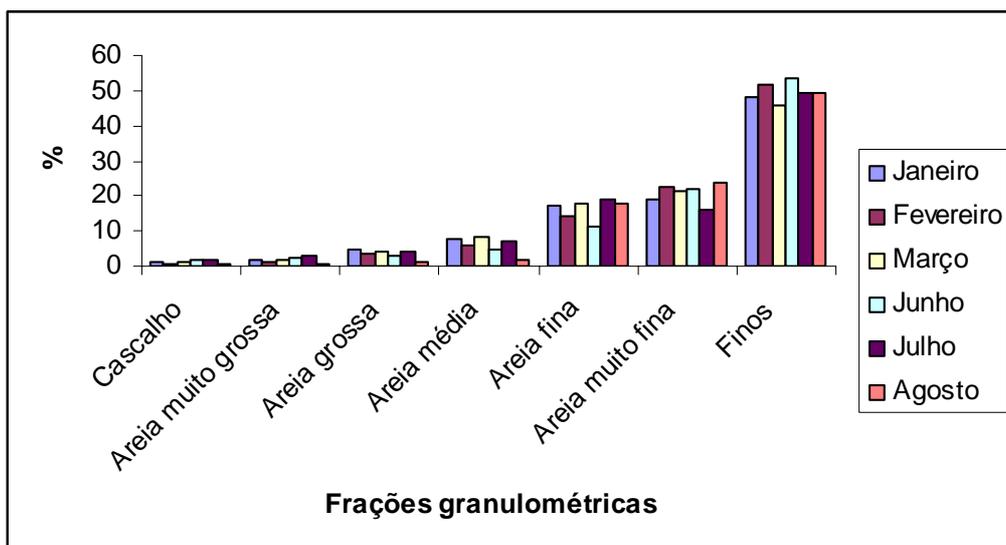


Figura 39. Frações granulométricas nos meses estudados.

As médias obtidas para os pontos de coleta do mês de janeiro foram 1,08% de cascalho, 1,85% de areia muito grossa, 4,48% de areia grossa, 7,88% de areia média, 17,50% de areia fina, 19,20% de areia muito fina e 47,96% de finos.

As médias obtidas para os pontos de coleta do mês de fevereiro foram 0,47% de cascalho, 1,43% de areia muito grossa, 3,74% de areia grossa, 6,05% de areia média, 14,04% de areia fina, 22,62% de areia muito fina e 51,77% de finos.

As médias obtidas para os pontos de coleta do mês de março foram 1,46% de cascalho, 1,53% de areia muito grossa, 4,30% de areia grossa, 8,25% de areia média, 17,75% de areia fina, 21,39% de areia muito fina e 45,85% de finos.

As médias obtidas para os pontos de coleta do mês de junho foram 1,60% de cascalho, 2,33% de areia muito grossa, 3,05% de areia grossa, 4,88% de areia média, 11,25% de areia fina, 22,13% de areia muito fina e 53,17% de finos.

As médias obtidas para os pontos de coleta do mês de julho foram 2,06% de cascalho, 3,22% de areia muito grossa, 3,88% de areia grossa, 6,98% de areia média, 18,97% de areia fina, 15,90% de areia muito fina e 49,01% de finos.

As médias obtidas para os pontos de coleta do mês de agosto foram 0,82% de cascalho, 0,65% de areia muito grossa, 1,03% de areia grossa, 2,03% de areia média, 17,75% de areia fina, 23,68% de areia muito fina e 49,29% de finos.

7.6. METAIS NOS MOLUSCOS

Os valores referentes aos resultados das concentrações de metais nos moluscos bivalves estão distribuídos entre os apêndices T e Z. O apêndice AA também se refere às concentrações de metais presentes nos moluscos.

7.6.1. ZINCO

As concentrações médias de Zn oscilaram entre 6,67 mg.kg⁻¹ nos meses de fevereiro e julho e 20 mg.kg⁻¹ para o sururu, e entre 170 mg.kg⁻¹ em janeiro e 533,33 mg.kg⁻¹ em junho para a ostra (Figura 40 e Apêndice T).

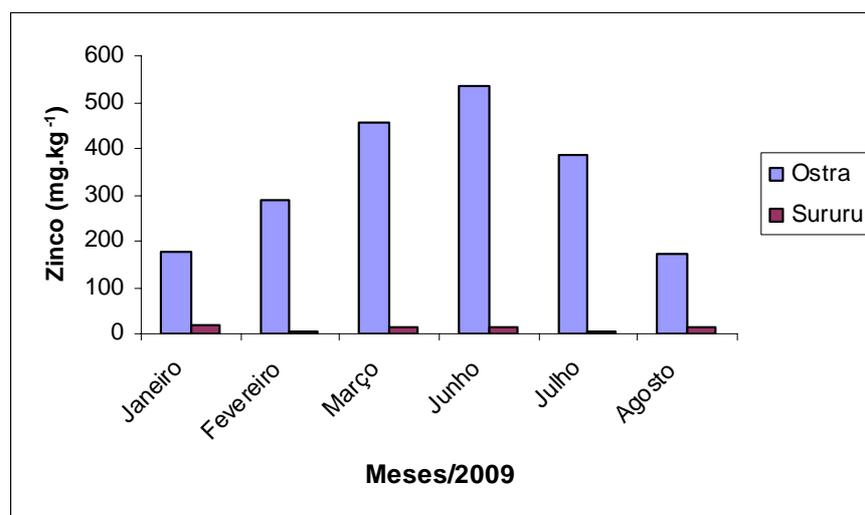


Figura 40. Variação da concentração de Zn em moluscos bivalves.

Os valores médios de Zn encontrados nos moluscos estudados situam-se abaixo da faixa limite para esse metal em alimentos destinados ao consumo humano, estabelecido pelo Decreto nº 55.871/65 que fixa o limite de 1666,7 mg.kg⁻¹ para o zinco (BRASIL, 1965).

MacCulloch (1989) afirma que as ostras têm alta capacidade de acumular metais pesados, principalmente o zinco. Tal acúmulo está diretamente relacionado com as funções alimentares, reprodutivas e o estágio de maturação gonadal do organismo, os quais não foram objeto deste estudo. Os baixos teores encontrados para o sururu em relação à ostra deveram-se provavelmente a que o substrato alimentar da ostra é predominantemente formado por partículas e sólidos suspensos além de fitoplâncton e zooplâncton da coluna d'água, enquanto que o substrato alimentar do sururu é constituído de matéria orgânica particulada (MOP) e dissolvida (MOD) e a matéria inorgânica dissolvida (MID), materiais estes que ficam na interface sedimento/ água e no sedimento superficial, compartimentos estes nos quais predominam MOP, MOD e MID (CARMOUSE, 1994), que nos ambientes

estuarinos sofrem uma influencia marcante do fluxo e refluxo das marés. Tal fato não permite uma permanência acentuada e contínua dos íons adsorvidos ou absorvidos no depósito superficial sedimentar, do qual também se alimentam os sururus, uma vez que a transferência e distribuição dos elementos biogênicos dentro do material vivo e não vivo particulado e dissolvido no ecossistema, dificilmente se mantêm no estado de equilíbrio dinâmico por muito tempo, evoluindo continuamente devido ao permanente desequilíbrio entre os fluxos de entrada e saída ao nível de cada compartimento.

Quanto ao elevado teor de zinco nas ostras isto talvez se deva às necessidades metabólicas da ostra por este metal, uma vez que, nestes organismos, o zinco é requerido em grandes concentrações para o seu metabolismo, potencializando, assim, os processos de quelação com subsequente incorporação pelo organismo (CASTRO *et al.*, 1999).

Pfeiffer *et al.* (1985), analisando o teor de metais em espécies dos gêneros *Crassostrea* e *Mytella* da Baía de Sepetiba, verificaram concentrações médias de Zn de 7,61 mg.kg⁻¹, para *C. rhizophorae*, e de 8,83 mg.kg⁻¹, para *M. guayanensis*.

Rocha *et al.* (2001) determinou os níveis de uma série de metais traço no Canal de Santa Cruz (PE) na ostra *C. Rhizophorae*. Alguns teores foram considerados altos, similar aos indicados para áreas poluídas, onde o Zn alcançou 2.076 mg.kg⁻¹. Os resultados obtidos neste estudos, não foram superiores ao trabalho de Rocha *et al.* (2001), porém os valores revelados na ostra estão acima do limite estabelecido pela Legislação Brasileira, tornando assim, o alimento impróprio para consumo.

Machado *et al.* (2002), avaliando o potencial de acumulação de metais pesados em tecido da ostra do mangue *C. brasiliiana* do estuário de Cananéia, verificaram concentrações de Cu e Zn de 14 mg.kg⁻¹ e 2010 mg.kg⁻¹, respectivamente.

Amaral *et al.* (2005) estudaram a acumulação e depuração de Cd e Zn em ostras *Crassostrea rhizophorae*. O experimento consistiu em transplantar ostras de um local não contaminado para uma lagoa costeira contaminada por metais e ostras desse local contaminado para um local não contaminado. O controle foi realizado com *C. rhizophorae* coletados nos dois locais. Após três meses de exposição verificou-se que a concentração de Zn na carne das ostras transplantadas para local poluído quadruplicou (307-1319 mg.kg⁻¹), porém não atingiu a concentração das espécies nativas (9770 mg.kg⁻¹). Já para as ostras transplantadas para o local não poluído foi verificada uma depuração de três vezes (6770 - 2404 mg.kg⁻¹). As concentrações de Cd praticamente não variaram ao longo do experimento sendo 1,25 a 0,54 mg.kg⁻¹ (local poluído) e 0,90 a 1,45 mg.kg⁻¹ (local não poluído). O experimento sugere que organismos transplantados seriam melhores para avaliar a biodisponibilidade de metais em vez das concentrações ambientais.

Em áreas impactadas, o Zn facilmente se concentra em bivalves, devido sua importância como elemento essencial na formação de dezenas de enzimas e proteínas (PHILLIPS, 1977). Dentre estas, destaca-se as metalotioneínas, uma família de proteínas ligadas a metal, ricas em cisteína, de baixo peso molecular e observadas na maioria dos animais. Estas proteínas têm um importante papel na homeostase de metais essenciais, como Cu e Zn, e na desintoxicação de metais não-essenciais como Cd e Hg (AMIARD e COSSON, 1997 apud LEGRAS, 2000).

É válido ressaltar que as maiores concentrações dos elementos estudados se revelaram no mês de junho, fato que pode ser explicado pelo alto índice pluviométrico observado neste mês, o que ocasiona a ressuspensão do sedimento, tornando os metais mais disponíveis no momento da coleta.

7.6.2. SELÊNIO

As concentrações médias de Se oscilaram entre $1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ em agosto e $4,67 \text{ mg.kg}^{-1}$ em junho para o sururu, e entre $2,33 \text{ mg.kg}^{-1}$ em junho e $3,84 \text{ mg.kg}^{-1}$ em fevereiro para a ostra (Figura 41 e Apêndice U).

Os valores de Se encontrados no atual trabalho encontram-se abaixo do limite estabelecido pelo Decreto nº 55.871/65 que fixa o limite de 10 mg.kg^{-1} para o selênio (BRASIL, 1965), não indicando contaminação dos organismo pelo elemento em questão.

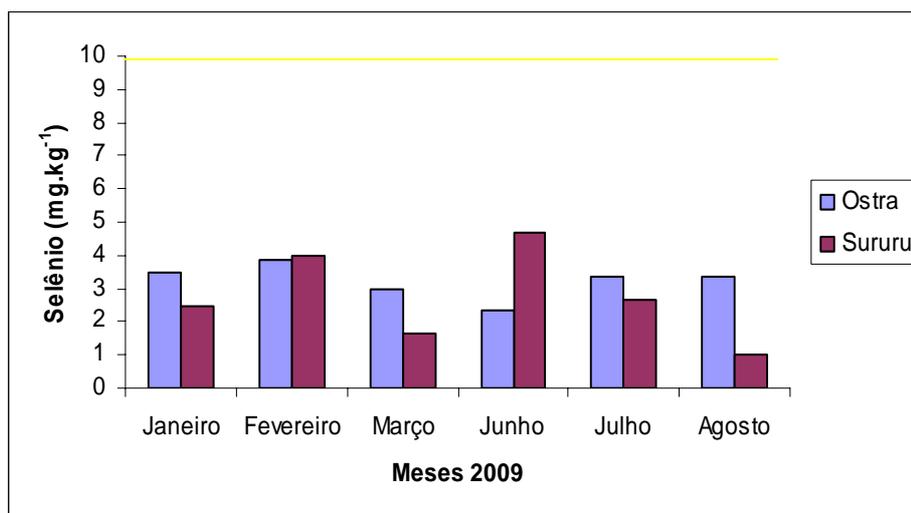


Figura 41. Variação da concentração de Se em moluscos bivalves.
— Limite estabelecido pela ANVISA

Valores de Se acima da legislação brasileira também foram encontrados por Silva (2009a), na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. Tanto ostras, que apresentaram teor médio de $23,95 \text{ mg.kg}^{-1}$, quanto o tecido muscular das duas espécies de peixes analisadas, a espécie *M. furnieri* que apresentou valor médio na musculatura de $1,94 \text{ mg.kg}^{-1}$ e a espécie *C. acoupa* de $1,56 \text{ mg.kg}^{-1}$, estiveram acima do valor da Legislação.

A concentração média de Se nas ostras capturadas no estuário do rio Formoso foi bem mais elevada do que a considerada como a composição normal para a espécie. Franco (1999), em sua tabela de composição de alimentos, afirma que o teor de Se em ostras cruas é de $63,7 \text{ mg} \cdot 100 \text{ kg}^{-1}$, ou seja, $0,63 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Portanto, maior controle e monitoramento da concentração deste elemento nas ostras estuário do rio Formoso são necessários.

7.6.3. ARSÊNIO

As concentrações médias de As oscilaram entre $8,0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ em agosto e $63,33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ em junho para o sururu, e entre $4,0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ em janeiro e $14,0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ em junho para a ostra (Figura 42 e Apêndice V).

Os valores de As encontrados no atual trabalho encontram-se acima do limite estabelecido pela ANVISA ($1,0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), indicando forte contaminação da área em estudo pelo elemento em questão.

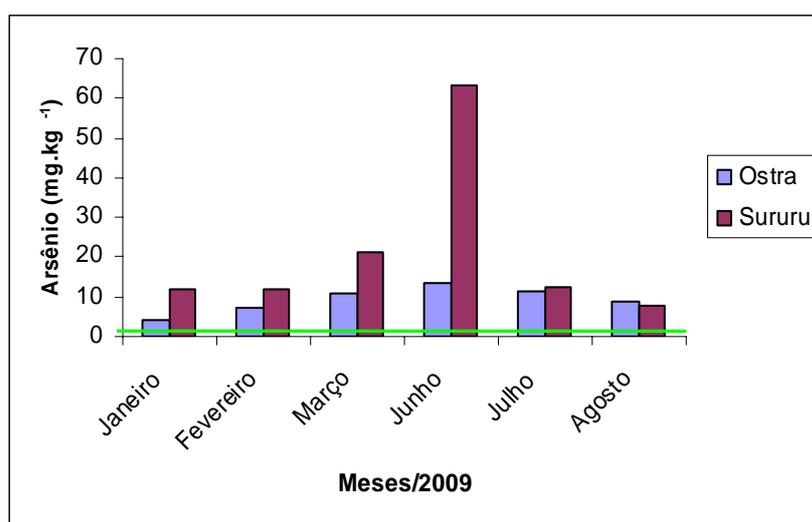


Figura 42. Variação da concentração de As em moluscos bivalves.
— Limite estabelecido pela ANVISA

Chagas *et al.* (2006) na tentativa de avaliar de métodos de preservação de tecidos moles de moluscos bivalves para análise geoquímica e uso como bioindicadores de contaminação Ambiental no estuário de Barra de Jangadas-PE, encontrou concentrações máximas de $6,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ de As em *Crassostrea rhizophorae* e $3,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ para *Mytella sp.*

Jesus *et al.* (2008) encontrou valores de As em *Crassostrea rhizophorae* variando entre $0,7$ a $0,8 \text{ mg.kg}^{-1}$, na Baía de Vitória-ES, valores dentro do limite estabelecido pela ANVISA, e menores que os valores encontrados neste trabalho.

7.6.4. ALUMÍNIO

As concentrações médias de Al oscilaram entre $190,00 \text{ mg.kg}^{-1}$ em fevereiro e $1616,67 \text{ mg.kg}^{-1}$ em junho para o sururu, e entre $115,67 \text{ mg.kg}^{-1}$ em janeiro e $609,00 \text{ mg.kg}^{-1}$ em junho para a ostra (Figura 43 e Apêndice W).

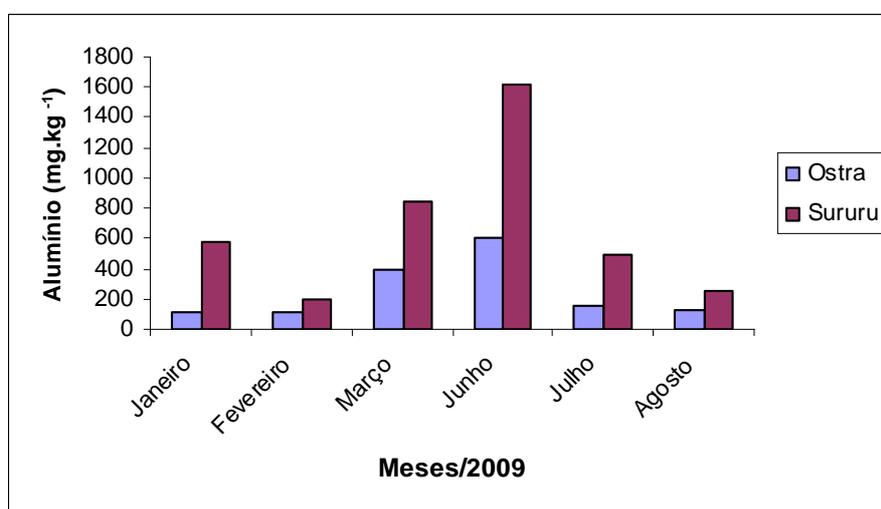


Figura 43. Variação da concentração de Al em moluscos bivalves.

Costa e Silva *et al.* (2010) avaliaram as concentrações de metais pesados em *Mytella falcata* (orbigny, 1846) em banco natural do estuário do rio Timbó-PE. Os valores

médios obtidos de Zn, Mn, Cu, Fe e Al foram respectivamente 6,1; 4,3; 1,2; 47,9 e 185,7 mg.kg⁻¹ na estação chuvosa e de 11,8; 3,3; 7,0; 38,4 e 143,1 mg.kg⁻¹ na estação seca. Os resultados de Al do trabalho acima citado, ainda são inferiores aos resultados obtidos no presente estudo.

Não é possível fazer comparações das concentrações de Al obtidas nos moluscos com valores norteadores, pois não se tem certificação para o este fim, mas é válido ressaltar que níveis, segundo Jeronymo *et al.* (1998) sob condições fisiológicas normais de um dado indivíduo, a dieta habitual fornece de 5 a 10 mg de alumínio por dia, que são, quase totalmente, eliminados por filtração glomerular renal. O total de alumínio ligado ao organismo em humanos considerados saudáveis é algo em torno de 30 a 50 mg (Azevedo *et al.*, 2003 apud Devecchi *et al.*, 2006). Nas situações em que a ingestão exceder 1.000 mg.dia⁻¹ e/ou os mecanismos de eliminação forem insuficientes pode ocorrer retenção e conseqüente acúmulo desse metal em tecidos, acarretando várias disfunções ao organismo, como mal de Alzheimer e doença de Parkinson, além de diminuição das funções hepáticas e renais.

7.6.5. FERRO

As concentrações médias de Fe oscilaram entre 134,67 mg.kg⁻¹ em janeiro e 421,0 mg.kg⁻¹ em junho para o sururu, e entre 43,33 mg.kg⁻¹ em janeiro e 131,1 mg.kg⁻¹ em junho para a ostra (Figura 44 e Apêndice X).

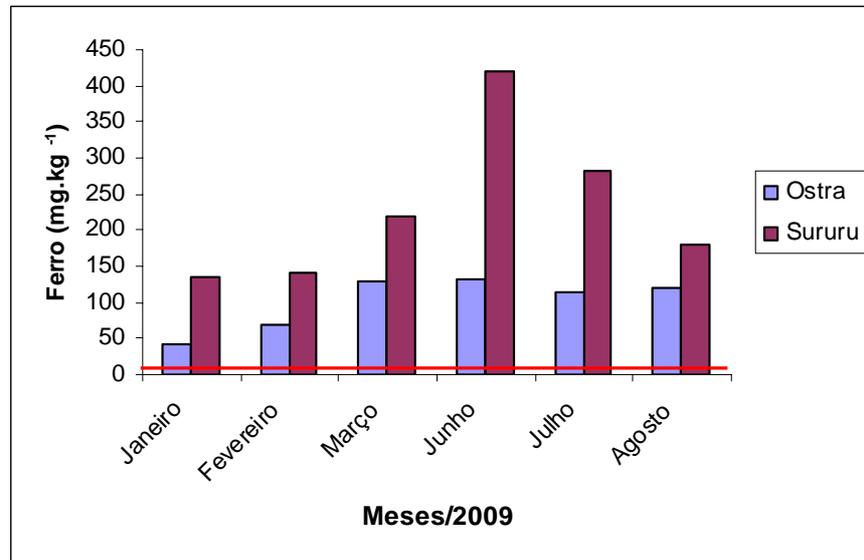


Figura 44. Variação da concentração de Fe em moluscos bivalves.

— Valor diário tolerável (WHO)

Os valores obtidos para o Fe estavam acima do determinado pela World Health Organization (WHO) que adota um valor diário tolerável de $0,8 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Silva *et al.* (2001) analisaram os teores de metais (Fe, Zn, Cr, Cu, Pb, Cd, Ni, Ag e Mn) em ostras *Crassostrea rhizophorae* coletadas no estuário Potengy em Natal, Rio Grande do Norte. As análises mostraram que as ostras estão contaminadas para todos os metais exceto Mn. A entrada desses metais nesse estuário é devida, principalmente, à descarga de esgoto e efluentes industriais sem tratamento prévio.

Ferreira *et al.* (2000) apud Mairesse (2005) analisaram a concentração desses minerais nos tecidos moles de *Perna perna* e *Ostrea equestris* em três áreas do litoral norte do Estado do Rio de Janeiro. Não houve problema em relação a Cd, Cu, Mn, Ni e Pb. Valores acima do recomendável foram encontrados para Fe, Cr e Zn. Entretanto as concentrações dos metais foram consideradas similares às áreas descritas na literatura sob

baixo impacto de poluição, exceto para o Fe, que provavelmente é originário dos substratos locais ricos em óxidos de Fe.

Carvalho (2001) analisando mexilhões (*Perna perna*) da região de Macaé-RJ, região esta que sofre intensa atividade antrópica, detectou teor médio de Fe de 170 mg.kg^{-1} . Esses dois autores citados acima detectaram valores de Fe em moluscos bem abaixo do valor médio obtido no presente estudo. Para os moluscos, Cavalcanti (2003) destaca que em ostras obtidas do canal de Santa Cruz, Itapissuma, comercializadas em Recife, sem histórico de poluição, o teor médio de Fe foi de $44,21 \text{ mg.kg}^{-1}$.

7.6.6. MANGANÊS

As concentrações médias de Mn oscilaram entre $6,67 \text{ mg.kg}^{-1}$ nos meses de janeiro, fevereiro e julho e $12,33 \text{ mg.kg}^{-1}$ em março para o sururu, e entre $1,33 \text{ mg.kg}^{-1}$ em fevereiro e $14,33 \text{ mg.kg}^{-1}$ em julho para a ostra (Figura 45 e Apêndice Y).

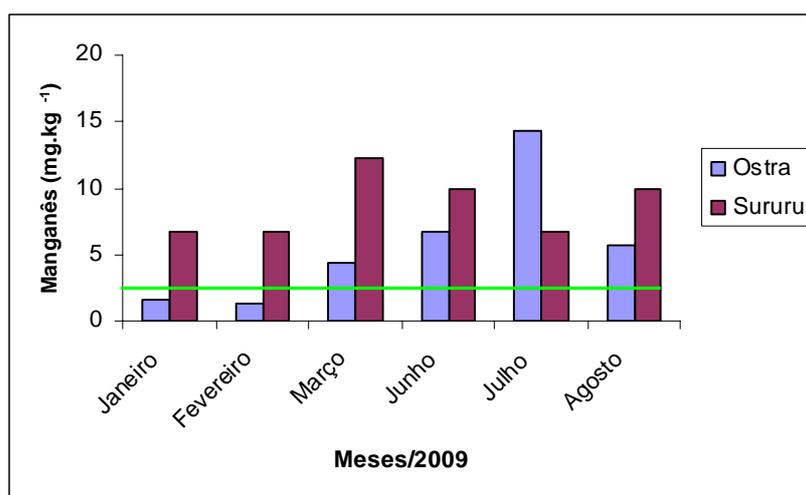


Figura 45. Variação da concentração de Mn em moluscos bivalves.
— Limite estabelecido pela EPA

Os valores encontrados de Mn nos moluscos estiveram quase que em sua totalidade, acima do valor recomendado pela EPA, que limita $3,3 \text{ mg.kg}^{-1}$. Assim sendo é possível afirmar que a área estudada encontra-se contaminada pelo metal Mn. Não foram observados padrões sazonais bem definidos.

Chagas *et al.* (2006) determinou as concentrações de Mn em ostra e sururu no estuário de Barra de Jangadas-PE, encontrando um máximo de $36,3 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ e $22,5 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$, respectivamente. Tais valores ficaram acima dos resultados para Mn em moluscos evidenciados neste trabalho.

7.6.7. CHUMBO

As concentrações médias de Pb entre valores não detectáveis, no mês de agosto a $2,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ em junho para o sururu, e entre $1,33 \text{ mg.kg}^{-1}$ nos meses de verão e $1,67 \text{ mg.kg}^{-1}$ nos meses de inverno para a ostra (Figura 46 e Apêndice Z).

Tais resultados corroboram com os valores encontrados por Higino *et al.*, 2008, em que maiores concentrações de Pb foram encontradas, no sururu, na estação seca. Uma média $5,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ para o verão e $0,25 \text{ mg.kg}^{-1}$ para o inverno foram observadas na Lagoa de Mundaú- AL.

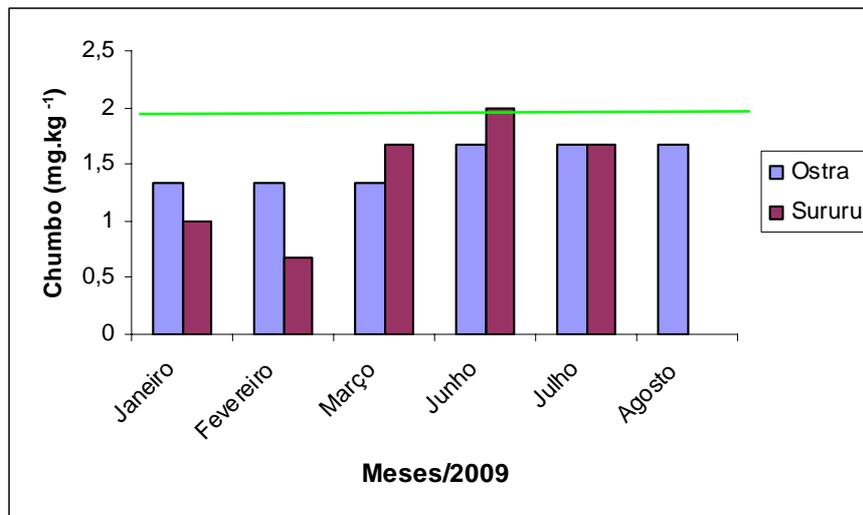


Figura 46. Variação da concentração de Pb em moluscos bivalves.
— Limite estabelecido pela ANVISA

Os resultados obtidos no presente estudo são semelhantes aos encontrados por Carvalho *et al.* (2000) no Estuário do rio Bacanga, São Luís do Maranhão, onde o valor de Pb encontrado na espécie *Mytella charruana* foi abaixo de 2,0 mg.kg⁻¹.

Os valores registrados neste estudo estão abaixo do limite estabelecido pelo ANVISA (Decreto nº 55.871/65), que fixa o valor de 2,0 mg.kg⁻¹ para o metal em questão (BRASIL, 1965).

Machado *et al.* (2002) estudando da ocorrência dos metais pesados Pb, Cd, Hg, Cu e Zn na ostra de mangue *Crassostrea brasiliiana* do estuário de Cananéia-SP, encontrou valores com máximo em 0,17 mg.kg⁻¹ para Pb, sendo este valor inferior ao valor mínimo observado neste trabalho.

7.6.8. CROMO

As concentrações médias de Cr foram ausentes nos meses de março, junho, julho e agosto para os dois moluscos estudados e apresentaram picos máximos de $1,0\text{mg.kg}^{-1}$ e $0,67\text{mg.kg}^{-1}$ no mês de janeiro para o sururu e a ostra, respectivamente (Figura 47 e Apêndice 01).

Todos os valores encontrados para o Cr no atual trabalho encontram-se abaixo do limite estabelecido pelo Decreto nº 55.871/65 que fixa o limite de $3,33\text{ mg.kg}^{-1}$ para o cromo (BRASIL, 1965)

Higino *et al.* (2008) avaliando a concentração de metais pesados em sururu (*Mytella charruana*) da Lagoa de Mundaú-AL, encontrou, para o Cr, uma concentração média para a estação chuvosa (agosto 2006) de $10,6\text{ mg.kg}^{-1}$ e nas amostras de março de 2007 (estação seca) a concentração média de 20 mg.kg^{-1} . Fato este que corrobora com os resultados obtidos neste estudo, onde a média da estação seca superou a chuvosa (valor não detectável)

Curtius *et al.* (2003) avaliando a contaminação por elementos traço em atividades de maricultura, encontraram uma média geral para teores obtidos em tecido de ostra (*Crassostrea gigas*) e de mexilhão (*Perna perna*) de $1,5$ e $2,4\text{ mg.kg}^{-1}$ de Cr, respectivamente. Os valores encontrados são semelhantes aos encontrados para o sururu no mês de janeiro no atual estudo.

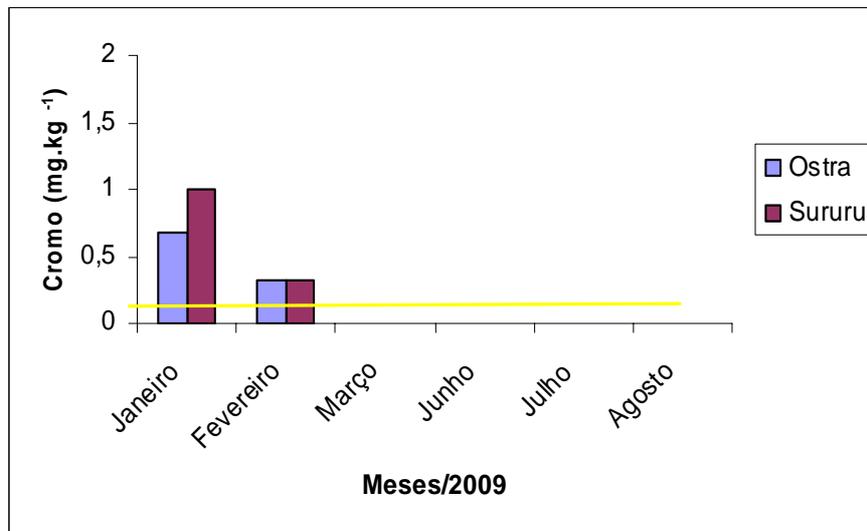


Figura 47. Variação da concentração de Cr em moluscos bivalves.
 — Limite estabelecido pela ANVISA

Nos verões de 1982 e 1983, Pfeiffer *et al.* (1985) pesquisaram os metais Cu, Cr, Cd, Zn, Mn e Pb em peixes, moluscos e crustáceos da Baía de Sepetiba por análise de absorção atômica. Em todos os organismos analisados os valores de Cr encontravam-se acima da concentração máxima permitida pela legislação brasileira para contaminantes inorgânicos em alimentos (BRASIL, 1965). Zn e Cd somente superaram a concentração estabelecida por esta legislação em ostras. Cu, Pb e Mn apresentaram concentrações semelhantes às encontradas em organismos de áreas não impactadas.

Um estudo realizado por Gonçalves (2007), bivalves da espécie *Crassostrea rhizophorae*, coletados no Rio Ceará e no Rio Cocó (CE), encontram-se contaminados por Cd, Cr e Zn. A área é afetada por esgotos e efluentes domésticos e industriais, o que contribui para o aporte desses e de outros metais nos rios.

8.0. CONCLUSÕES

Considerando os resultados obtidos pode-se concluir que:

- A qualidade da água do estuário do rio Formoso apresentou valores dos parâmetros físico-químicos dentro do que é observado nos ambientes estuarinos tropicais para área não impactada.
- As concentrações de oxigênio dissolvido apresentaram o valor mínimo recomendado pelo CONAMA N°357/2005 para águas salobras classe II, e a taxa de saturação dos pontos estudados estiveram entre 50 e 100%;
- Os resultados obtidos para matéria orgânica não apresentaram diferenças sazonais e/ou espaciais significativas;
- Os sedimentos superficiais do estuário apresentaram níveis superiores aos valores de referência para os elementos Zn, As, Fe, Mn, Pb e Cr, indicando contaminação da área estudada;
- Os moluscos bivalves estudados apresentaram níveis superiores aos valores de referência para os elementos As, Fe e Mn, o que os tornam impróprios para o consumo humano;
- A análise da qualidade dos sedimentos e moluscos do estuário do rio Formoso contribuirá para ações de monitoramento ambiental, refletindo de uma maneira geral na qualidade do ecossistema.

9.0. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABERNATHY, C.O.; LIU, Y.P.; LONGFELLOW, D.; APOSHIAN, H.V.; BECK, B.; FOWLER, B., et al. Arsenic: Health effects, mechanisms of actions, and research issues. **Environmental Health Perspectives**, v 107, p.593-597, 1999.

ACHTERBERG, Eric. P. et al. Determination of iron in seawater. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 442, n. 1, p. 1-14, aug. 2001.

ADEYEYE, Emmanuel Ilesanmi et al. Determination of some metals in *Clarias gariepinus* (cuvier and vallenciennes), *Cyprinus caprio* (L.) and *Oreochromis niloticus* (L.) fishes in a polyculture fresh water pond and their environments. **Aquaculture**, New York, v.147, n. 3-4, p. 205-214, dec. 1996.

AMARAL, M. C. R. **Estudo da acumulação e depuração de metais pesados através do experimento de transplante da ostra *Crassostrea rhizophorae***. 2002. 96 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

AMARAL, M. C. R. et al. Bioaccumulation and depuration of Zn and Cd in mangrove oysters (*Crassostrea rhizophorae*, Guilding, 1828) transplanted to and from a contaminated tropical coastal lagoon. **Mar. Environ. Res.** London, v. 59, n. 4, p.277-285, may 2005.

ANVS/MS Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Portaria nº 593, de 25 de agosto de 2000 **Diário Oficial**, Brasília.
Disponível em: <http://www4.anvisa.gov.br/base/visadoc/CP/CP%5B8989-1-0%5D.PDF>
Acesso em: 23 de outubro de 2009

ANDERSON, Robert K.; THOMPSON, Michael; CULBARD, Elisabeth. Selective reduction of arsenic species by continuous hydride generation. Part I. Reaction media. **Analyst**, v. 111, n. 10, p. 1143-1152, 1986.

ANDRÉA, M. M. de **Bioindicadores ecotoxicológicos de agrotóxicos**. 2008. Artigo em Hypertexto. Disponível em:
<http://www.infobios.com/Artigos/2008_4/Bioindicadores/index.htm>. Acesso em: 12 dez.2010

ANDRÉU, B. El cultivo del mejillon en Europa. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 45, p. 1-32, 1976. Suplemento.

ANDREW, A.S.; BURGESS, J.L.; MEZA, M.M.; DEMIDENKO, E.; WAUGH, M.G.; HAMILTON, J.W. et al. Arsenic exposure is associated with decreased DNA repair in vitro and in individuals exposed to drinking water arsenic. **Environmental Health Perspectives**, v.114, p.1193-1198, 2006.

ANTUNES, M. Avaliação dos parâmetros físico-químicos e do teor de metais em amostras de sedimento de uma microbacia gaúcha. **Geochimica Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 3, p. 178-188, 2008.

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater, 21th Edition, 2005.

ARAÚJO, A. G. **Avaliação da poluição por metais pesados no estuário do rio Potengi-Natal**. 2005. 92 f. Dissertação (Mestrado)– Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2005.

ARCEGA-CABRERA, Flor; CASTILLO-BLUM, Silvia E; ARMIENTA, M. Aurora. Tetraethyl lead release from sediments in a mine-impacted tropical river. **Revista Internacional de Contaminación Ambiental**, México, v. 26, n. 2, p. 119-127, mayo 2010. Disponível em: <http://www.scielo.org.mx/pdf/rica/v26n2/v26n2a3.pdf>. Acesso em: 30 out. 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE LIMPEZA URBANA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo: ABRALPE, 2009. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/arquivos/Panorama2009.pdf> . Acesso em: 12 dez. 2010.

ATSDR (AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY). **Toxicological Profile for Aluminum**. U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta,2008. Disponível em: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp22.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2009.

_____. **Toxicological Profile for selenium**. Atlanta, 2003. Disponível em: <<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp92.pdf>>. Acesso em: 05 ago. 2009.

_____. **Toxicological Profile for Zinc**, Atlanta, 2005. Disponível em: <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp60.pdf> . Acesso em: 20 Abr. 2010.

AZEVEDO, F. A. de; CHASIN, A. A. da M. **Metais: Gerenciamento da toxicidade**. São Paulo: Atheneu, 2003. 554 p.

BAIN, Mark Bain et al. Aquatic ecosystem protection and restoration: advances in methods for assessment and evaluation. **Environmental Science and Policy**, Amsterdam, v. 3, p. 89-98, sept. 2000. Supplement 1.

BAPTISTA NETO, J. A. et al. **Poluição Marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2008. 440p.

BARNHART, Joel. Occurrences, Uses, and Properties of Chromium. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, v. 26, n. 1, p. S3-S7, aug. 1997.

BDOLAH, A.; KELLER, P. J. Isolation of collagen granules from the foot of the sea mussel, *Mytilus californianus*. **Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Comparative Biochemistry**, v. 55, n. 2, p. 171-174, 1976.

BELLOTTO, V. R.; MIEKELEY, N. Trace metals in mussel shells and corresponding soft tissue samples: a validation experiment for the use of *Perna perna* shells in pollution monitoring. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, New York, v. 389, n. 3, p. 769-776, oct. 2007.

BELO, Andressa; QUINÁIA, Sueli Pércio; PLETSCHE, Adelmo Lowe. Avaliação da contaminação de metais em sedimentos superficiais das praias do lago de Itaipu. **Química Nova**, São Paulo, v. 33, n. 3, p. 613-617, 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/qn/v33n3/24.pdf>. Acesso em: 22 jun. 2010

BERTAGNOLLI, D. de C. **Avaliação dos níveis sérios de alumínio na dieta alimentar e medicamentos de pacientes com insuficiência renal crônica**. 2004. 114 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, 2004.

BOFFI, Alexandre Valente. **Moluscos de brasileiros de interesse médico e econômico**. São Paulo: HCITEC, 1979. 182 p.

BORGES, Anderson. C. et al. Distribuição espacial de ferro, cobre e chumbo em sedimentos de manguezal em um gradiente de degradação na Baía de Guanabara (Estado do Rio de Janeiro). **Química Nova**, São Paulo, v.30, n.1, p. 66-69, jan./fev. 2007. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/qn/v30n1/14.pdf>>. Acesso em: 15 ago. 2009.

BRANDINI, F. P. Composição e distribuição do fitoplâncton na região Sueste do Brasil e suas relações com as massas de água (Operação Sueste-julho/agosto 1982). **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 4, n. 40, p. 334-341, 1988.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Estudos Exploratórios dos Estuários dos Rios São Francisco e Paraíba do Sul**. Brasília: MMA, 1998. 123 p., v. 2.

BRASIL. Decreto Nº. 55.871, de 26 de março de 1965. Dispõe sobre normas regulamentadoras do emprego de aditivos para alimentos. **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, Brasília, DF, 9 abr. 1965, Seção 1.

BRASIL. Divisão Nacional de Vigilância Sanitária de Alimentos. Portaria Nº. 685, de 27 de agosto de 1998. Fixa limites máximos de tolerância de contaminantes químicos em alimentos. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 24 set. 1998.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e

diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 18 março 2005.

BRAYNER, Fátima Maria de Miranda. **Determinação de taxas de retenção de metais-traço por sedimentos orgânicos em um viveiro de piscicultura em área estuarina e urbana**. 1998. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

BUSTAMANTE, P.; MIRAMAND, P. Evaluation of the variegated scallop *Chlamys varia* as a biomonitor of temporal trends of Cd, Cu, and Zn in the field. **Environmental Pollution**, Barking, Essex, England, v. 138, n. 1, p. 109-120, nov. 2005.

CAETANO, R. **Teor e biodisponibilidade de zinco de ostras (*Crassostrea gigas*) de Florianópolis**. 2006. 91 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

CALADO, Silvana Carvalho de Souza. **Níveis de concentração metais pesados em macroalgas e em sedimentos marinhos do Estado de Pernambuco-Brasil**. Recife, 2004. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004.

CAMO ASA, 1998. The Unscrambler (versão 7.01). User Manual, CAMO ASA, Oslo, Norway.

CAO, Jiasheng; ZHANG, Wei-xian. Stabilization of Chromium Ore Processing Residue (COPR) With Nanoscale Iron Particles. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 132, n. 2-3, p. 213-219, may. 2006.

CARMOUZE, J. R. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. São Paulo: Edgar Blucher/FAPESP, 1994.

CARVALHO, C.E.V. et al. Distribuição de Metais Pesados em Mexilhões (*Perna perna*, L.) da Ilha de Santana, Macaé, SE, Brasil. **Ecotoxicology and Environmental Restoration**, Coimbra, v. 4, n.1, jan. 2001. Disponível em: <http://www.ci.uc.pt/eer/eer41/eer410105.pdf> . Acesso em: 05 jun. 2010.

CARVALHO, C. E. V.; LACERDA, L. D.; GOMES, M. P. Metais pesados na biota bêntica da Baía de Sepetiba e Angra dos Reis, RJ. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Paulo, v.6, p.222-229, 1993. Disponível em: http://www.sblimno.org.br/acta/my_web_sites/acta_limnologica_contents6E_files/Art.19%20Vol%20VI.pdf. Acesso em: 19 mar. 2009.

CARVALHO, G. P. de et al. Avaliação preliminar dos níveis de metais-pesados em *Mytella falcata* (Bivalvia, Mytilidae) do estuário do rio Bacanga, São Luís, Estado do Maranhão, Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 60, n. 1, p. 11-16, fev. 2000. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbbio/v60n1/a02v60n1.pdf>. Acesso em: 06 jun. 2009.

CASTRO, A. C. L. et al. Avaliação dos níveis de Cu e Zn no tecido muscular de *Mugil gaimardianus* (PISCES, OSTEICHTHYES) no estuário do rio Tibiri, Ilha de São Luís-MA. **Bol. Lab. Hidrobiol**, São Luiz, v. 12, p. 65-73, 1999.

CAVALCANTI, André Dias. Monitoramento da Contaminação por Elementos Traço em Ostras Comercializadas em Recife, Pernambuco, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 5, p. 1545-1551, set./out. 2003. Disponível em: <http://www.scielosp.org/pdf/csp/v19n5/17828.pdf>. Acesso em: 05 jun. 2009.

CESÁRIO, Rute Isabel Talhadas. Efeito da bioturbação na distribuição de metais e de isótopos estáveis de Pb em sedimentos de Sapal, no estuário do Tejo. 2007. 77f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Lisboa, 2007. Disponível em: http://repositorio.ul.pt/bitstream/10451/1205/1/17918_ULFC086686_TM.pdf
Acesso em: 23 set. 2009.

CHAGAS, Alessandra Carla de Oliveira; COSTA, Mônica; LIMA, Edmilson Santos de. Avaliação de métodos de preservação de tecidos moles de moluscos bivalvos para análise geoquímica e uso como bioindicadores de contaminação ambiental: caso do Estuário de Barra de Jangadas, Nordeste do Brasil. **Estudos Geológicos**, Recife, v. 16, n.2, p. 67-82, 2006.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB), Brasil. **Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo, p. 1-232, 2001.

CHATTERJEE, A.; BHATTACHARYA, B. Temporal and organ-specific variability of selenium in marine organisms from the eastern coast of India: **Advances in Environmental Research**, Amsterdam, v. 5, n. 2, p. 167-174, may. 2001.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a Classificação dos Corpos de Água e Diretrizes Ambientais para o seu Enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 18mar. 2005. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/praias/res_conama_357_05.pdf. Acesso em: 10 ago. 2009.

COMPANHIA PERNAMBUCANA DO MEIO AMBIENTE - CPRH. **Diagnóstico sócio-ambiental APA de Guadalupe: litoral sul de Pernambuco**. Recife: CPRH, 1998. Disponível em: http://www.cprh.pe.gov.br/unidades_conservacao/apa_guadalupe/estudos_sobre_apa_guadalupe/39745;51674;220107;0;0.asp. Acesso em: 00 jan. 2010.

CONCEIÇÃO, Gilberto. **Distribuição de elementos-traço em sedimentos superficiais do rio Itajaí-Mirim em Santa Catarina**. 2004. 108 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2004. Disponível em:

http://proxy.furb.br/tede/tde_arquivos/5/TDE-2005-07-08T075907Z-44/Publico/Diss%20Gilberto%20Conceicao.pdf. Acesso em: 05 set. 2009.

CONDEPE. **Rio Formoso**. Monografias municipais, Recife, v.2, 173p. 1992.

CONDEPE/FIDEM, 2006. **Rio Una**, GL 4 e GL 5. Agencia Estadual de Planejamento e Pesquisas de Pernambuco, Recife. 85 p.

CONSTATINO, Vera. R. Leopoldo., et al. Preparação de compostos de alumínio a partir da bauxita: considerações sobre alguns aspectos envolvidos em um experimento didático.

Química Nova, São Paulo, v.25, n. 3, p.490-498, maio. 2002. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/qn/v25n3/9345.pdf>. Acesso em: 05 jun. 2009.

COSTA E SILVA, Sérgio Antônio Santos da. et al. Avaliação das concentrações de metais pesados em *Mytella falcata* (Orbigny, 1846) em banco natural do estuário do rio Timbó, município de Paulista, Pernambuco, Brasil. **CIENTEC - Revista de Ciência, Tecnologia e Humanidades do IFPE**, Recife, v. 2, n. 1, p. 23-37, mar. 2010.

CUNNINGHAM, P. A. The use of bivalve mollusks in heavy metal pollution research. In: VERNBERG, Winona B. et al (Ed.). **Marine pollution: functional responses**. New York: Academic Press Inc, 1979. p. 183-221.

CURTIUS, Adilson J. et al. Avaliando a contaminação por elementos traço em atividade de maricultura. Resultados parciais de um estudo de caso realizado na Ilha de Santa Catarina, Brasil. **Química Nova**, São Paulo, v. 26, n. 1, p. 44-52, jan./fev. 2003. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/qn/v26n1/14300.pdf> . Acesso em: 25 out. 2010.

DANTAS, Sergio Tadeu Praxedes de Lima. **Caracterização Ambiental de Bancos Arenos-Lamosos nos Campos Petrolíferos de Macau e Serra (RN), como Subsídio às Medidas Mitigadoras ao Processo Erosivo**. 2009. 103 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2009.

DASKALAKIS, Kostas D. Variability of metal concentrations in oyster tissue and implications to biomonitoring. **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, v. 32, n. 11, p. 794-801, nov.1996.

DEVECCHI, Georgia Carla Ramos et al. Níveis de Alumínio e Zinco em água coletada em dois municípios que possuem diferentes Fontes de captação e tratamento no estado de São Paulo. **O Mundo da Saúde**, São Paulo, v. 30, n. 4, p. 619-627, out/dez. 2006.

DEVOTO E.; YOKEL, R. A. The biological speciation and toxicokinetics of aluminum. **Environmental Health Perspectives**, v. 102, n. 11, p. 940-951, nov. 1994.

EISLER, Ronald. **Selenium hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review**. [S.l.]: Laurel, MD; Fish and Wildlife Service, U.S., 1985. 57 p. (Biological Report, 85).

ELLIOTT, M.; MCLUSKY, D. S. The need for definitions in understanding estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, London, v. 55, p. 815-827, dec. 2002.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**, 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FARRINGTON, John W. et al. Mussel Watch 1976-1978: An overview of the trace-metal, DDE, PCB, hydrocarbon and artificial radionuclide data. **Environment Science Technology**, Washington, v. 17, n. 8, p. 490-496, aug. 1983.

FERNANDES, H. R. S. M. **Abordagem geoquímica no estudo da poluição por metais pesados nos sistemas fluvial e lagunar da baixada de Jacarepaguá - RJ**. 1991. 122 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Fluminense, Niterói, 1991.

FERNANDES, Luís Daniel Fachada. **Transporte de Poluentes em Estuários**. 2001. 54f. Monografia - Universidade Técnica de Lisboa, 2001. Disponível em: http://www.mohid.com/PublicData/products/Thesis/TFC_LuisFernandes.pdf . Acesso em: 05 jun.2009.

FERREIRA, Alexandre Gomes; MACHADO, André Luís dos Santos; ZALMON, Ilana Rosental. Temporal and spatial variation on heavy metal concentrations in the bivalve *Perna perna* (LINNAEUS, 1758) on the Northern Coast of Rio de Janeiro State, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v.47, n. 2, p. 319-327, 2004. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/babt/v47n2/20581.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2010.

FERREIRA, A. L. A.; MATSUBARA, L.S. Radicais livres: conceitos, doenças relacionadas, sistema de defesa e estresse oxidativo. **Rev. Ass. Med. Bras.**, São Paulo, v.43, n.1, p.61-68, 1997. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/ramb/v43n1/2075.pdf>. Acesso em: 21 nov. 2010.

FIDEM. **Proteção das áreas estuarinas**. Recife, 1987 (Séries desenvolvimento urbano e meio ambiente), 40p.

FIGUEIREDO, F. G. **Metais pesados em sedimentos superficiais do Estuário do rio Potengi**. 1997. 65 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 1997.

FIGUEIREDO, J. A. de. et al. Evolução físico-química de águas do estuário do rio Timbó, Pernambuco: um caso de reavaliação ambiental (1984 e 2003). **Estudos Geológicos**, Recife, v. 17, n. 1, 2007. Disponível em: < <http://www.ufpe.br/estudosgeologicos/> >. Acesso em : 05 jun. 2010.

FISZMAN, M.; PFEIFFER, W.C.; LACERDA, L.Druce. Comparison of methods used for extraction and geochemical distribution of heavy metals in bottom sediments from Sepetiba Bay, R.J. **Environmental Technology**, London, v. 5, n. 12, p. 567-575, 1984.

FÖRSTNER, U. **Metal Pollution in the Aquatic Environment**. Berlim: Springer Verlag, 1981. 486 p.

FRANCO, G. **Tabela de Composição Química dos Alimentos**. São Paulo: Atheneu, 1999. 9ª. ed. 307p.

GALVÃO, P. M. A. **Metais Pesados (Cd, Mn, Fe, Ni, Cu, Z, Pb, Cd) em sedimentos e material particulado em suspensão no baixo rio Paraíba do Sul: Uma descrição após contaminação por rejeitos da produção de papel e celulose**. 2003. 87f. Monografia (Graduação) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2003.

GARCIA, Marcos Antônio Alves. **O manganês e seus usos industriais**. Instituto de Geociências. 1999. 97 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 1999.

GARLIPP, A. B. **Variação espacial e sazonal de elementos maiores e traços no estuário do rio Curimataú (RN), através de dados geoquímicos e de sensoriamento remoto**. 2006. 170 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2006.

GEHARDSSON, Lars; OSKARSSON, Agneta; SKERFVING, Staffan. Acid precipitation effects on trace elements and human health. **Science Total Environment**, Amsterdam, v. 153, n. 3, p. 237-245, aug. 1994.

GEORGE, S. G.; PIRIE, B. J. S.; COOMBS, T. L. The kinetics of accumulation and excretion of ferric hydroxide in *Mytilus edulis* (L.) and its distribution in the tissues. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Amsterdam, v. 23, n. 1, p. 71-84, jul. 1976.

GIBSON, R.S. Assessment of trace element status. In: GIBSON, R.S. **Principles of Nutritional Assessment**, New York: Oxford University Press, 1990. cap. 24.

GREGER, J. L.; SUTHERLAND, J. E. Aluminum exposure and metabolism. **Critical Reviews in Clinical Laboratory Sciences**, v. 34, n. 5, p.439-474, oct. 1997.

GOCHFELD, M. Setting the research agenda for chromium risk assessment. **Environmental Health Perspectives**, Research Triangle Park, v. 92, p. 3-5, may. 1991.

GONÇALVES, Rosemary Silva Landim; FREIRE, George Satander Sá; NASCIMENTO NETO, Vicente Afonso do. Determinação das concentrações de cádmio, cobre, cromo e zinco, na ostra *Crassostrea rhizophorae* dos estuários dos rios Cocó e Ceará. **Revista de Geologia**, Fortaleza, v. 20, n. 1, p. 57-63, 2007. Disponível em: http://www.revistadegeologia.ufc.br/documents/revista/2007/05_2007.pdf. Acesso em: 21 nov. 2010.

GUIMARAES, Valéria e SIGOLO, Joel Barbujianni. Detecção de contaminantes em espécie bioindicadora (*Corbicula fluminea*) - Rio Ribeira de Iguape - SP. **Química. Nova**. 2008, vol.31, n.7. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/qn/v31n7/v31n7a18.pdf> . Acesso em: 05 jun. 2009.

HAMILTON, Steven J. Review of selenium toxicity in the aquatic food chain. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 326, n. 1-3, p. 1-31, june. 2004.

HAMZA-CHAFFAI, A. et al. The potential use of metallothionein in the clam *Ruditapes decussates* as a biomarker of in situ metal exposure. **Comparative Biochemistry and Physiology**, New York; London, v. 127, p. 185-197, 2000.

HIGGING, I. J.; BURNS, R. G. **The chemistry and microbiology of pollution**. London; New York: Academic Press, 1975. 256 p.

HIGINO, P. A. S. et al. Avaliação de metais pesados em sururu (*Mytella charruana*, ORBIGNY, 1842) da Lagoa De Mundaú, AL.In: Congresso Brasileiro de Geoquímica 12., 2009, Ouro Preto, MG. **Anais eletrônico...** Ouro Preto, MG: SBGq/UFOP. Disponível em: <http://www.inct-tmcocean.com.br/pdfs/Paticipacao_Eventos/10_evento/10.9_Higino.pdf>. Acesso em: 30 out. 2010.

HORTELLANI, Marcos Antonio et al. Evaluation of mercury contamination in sediments from Santos - São Vicente Estuarine System, São Paulo State, Brazil. **Journal Brazilian Chemical Society**, São Paulo, v. 16, n. 6A, p. 1140-1149, nov./dec. 2005. Disponível em: http://jbcs.sbq.org.br/jbcs/2005/vol16_n6A/08-131-04.pdf . Acesso em: 13 dez. 2009.

HOWARD, A. G.; HUNT, L. E. Coupled photooxidation-hydride AAS detector for the HPLC of arsenic compounds. **Analytical Chemistry**, Washington, v. 65, n. 21, p. 2995-2998, 1993.

HWANG, Inseong et al. Effects of Ferrous Iron and Molecular Oxygen on Chromium (VI) Redox Kinetics in the Presence of Aquifer Solids. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 92, n. 2, p. 143-159, may. 2002.

IDSO, Sherwood B .; GILBERT, R. Gene. On the Universality of the Poole and Atkins Secchi Disk-Light Extinction Equation. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 11, n. 1, p. 399-401, apr. 1974. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2402029>>. Acesso em: 22 nov. 2010.

INÁCIO, Alan Ferreira. **Metalotioneína e metais em *Geophagus brasiliensis* - Acará**. 2006. 54 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Nacional de saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2006.

INSTITUTO ADOLFO LUTZ. **Normas Analíticas do Instituto Adolfo Lutz**, 2. ed. São Paulo: Secretaria de Estado da Saúde, 1976.

JERONYMO, Solange; FUJIMURA, Aparecida. H. Y. Dosagem de alumínio no soro de indivíduos sadios e em pacientes com insuficiência renal crônica mantidos ou não em tratamento dialítico. **Jornal Brasileiro de Nefrologia**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 144-150, 1998.

JESUS, Honorário Coutinho et al. Distribuição de Metais Pesados em Sedimentos do Sistema Estuarino da Ilha de Vitória-ES. **Química Nova**, São Paulo, v.27, n.3, p.378-386, 2004. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/qn/v27n3/20162.pdf> >. Acesso em 05 jun. 2009.

JESUS, H.C. (Coord.). **Estudo comparativo da qualidade de águas, biomonitores e sedimentos de três ecossistemas aquáticos do estado do ES (Baía de Vitória, rio Piraquê-Açu/Aracruz e rio Perocão/Guarapari)**. Relatório final do Projeto de Pesquisa. Vitória: FAPES/SECT-ES, 2008. 37 p. Disponível em: <http://www.cce.ufes.br/dqui/lqa/extra/LINK%20PROJ%204%20-%20FAPES%202008.pdf> Acesso em: 16 nov. 2010.

KEHRIG, H. A. et al. Heavy metal and methylmercury in a tropical coastal estuary and mangrove in Brazil. **Organic Geochemistry**, Amsterdam, v. 34, n.05, p-661-669, may. 2003.

KELLER, Wilfrid et al. O Cromo nos Resíduos Sólidos de Curtumes-Imobilização em Materiais Cerâmicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19, 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: ABES, 1997. p. 1759-1768.

KJELLSTROM, T. E. Perspectives and prospectives on health effects of metals. In: NIRIAGU, J.O. (Ed.). **Changing Metal Cycles and Human Health**, Berlin: Springer-Verlag, 1984. p. 407-423.

KWOK, R.K.; KAUFMANN, R.B.; JAKARIYA, M. Arsenic in drinking-water and reproductive health outcomes: a study of participants in the Bangladesh Integrated Nutrition Programme. **Journal of Health, Population and Nutrition**, v.24, p. 190-205 2006.

LACERDA, L. D.; REZENDE, C. E.; SILVA, C. A. P.; WASSERMAN, J. C. Metallic composition of sediments from mangroves of the SE Brazilian Coast. **Biotropica**, v.22,n.4, p.339-345, 1990.

LARRALDE, J.; RODRIGUES, C.; BELLO, L. Acerca de los coeficientes de transformación e índice de utilización proteica del *Mytilus edulis*. **An. Bromatol.**, Madrid, v. 17, n. 2, p. 238-247, 1965.

LEE, J. D. **Química inorgânica não tão concisa**. 4. ed. São Paulo: Edgar Blücher,1997.

LEGRAS, Selina; HARRISON, Peter. Changes in metallithionein concentrations in response to variation in natural factors (salinity, sex, weight) and metal contamination in crabs from a metal-rich estuary. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Amsterdam, v. 246, n.2, p. 259-279, apr. 2000.

LEITE, Maurício Augusto. **Análise do aporte, da taxa de sedimentação e da concentração de metais na água, plâncton e sedimento do Reservatório de Salto**

Grande, Americana-SP. 2002. 199 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

LENNTECH WATER TREATMENT AND PURIFICATION HOLDING B.V.

Aluminum. 1998-2009. Disponível em: <http://www.lenntech.com/periodic/elements/al.htm>
Acesso em: 05 out. 2009.

_____. **Arsenic.** 1998-2009. Disponível em: <http://www.lenntech.com/periodic/elements/as.htm>
Acesso em: 05 out. 2009.

LIRA, Josineide Braz de Miranda. **Avaliação preliminar das concentrações de metais pesados nos sedimentos da lagoa do Araçá, Recife – Pernambuco, Brasil.** 2008. 77 f. Dissertação (Mestrado) - Associação do Instituto de Tecnologia de Pernambuco, Recife, 2008.

LOUREIRO, Daniel Dias. **Evolução dos aportes de metais pesados na lagoa Rodrigo de Freitas, RJ.** 2006. 126 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, 2006.

LUIZ-SILVA, Wanilson et al. Variabilidade espacial e sazonal da concentração de elementos-traço em sedimentos do sistema estuarino de Santos-Cubatão (SP). **Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 2, p. 256-263, mar./abr. 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/qn/v29n2/28444.pdf> . Acesso em: 05 jun.2010

LUIZ-SILVA, Wanilson; MATOS, Rosa Helena R.; KRISTOSCH, Giane Chaves. Geoquímica e índice de geoacumulação de mercúrio em sedimentos de superfície do estuário de SANTOS - CUBATÃO (SP). **Química Nova**, São Paulo, v. 25, n. 5, p. 753-756, set./out. 2002. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/qn/v25n5/11404.pdf>. Acesso em: 05 jun. 2010.

MACCULLOCK, K. W. Zinc from oyster tissue as causative factor in mouse deaths in official biassay for paralytic shellfish poison. **Journal of Association of Official Analytical Chemists**, Washington, v. 72, n. 2, p. 84-86, 1989.

MACDONALD, Ruth S. The role of zinc in growth and cell proliferation. *Journal of Nutrition*., Philadelphia, v. 130, p. 1500S-1508S, 2000.

MACÊDO, S. J. de; MONTES, M. de J. F.; LINS, I. C. Características abióticas da área. In: BARROS, Henrique Monteiro de et al. (Ed.). **Gerenciamento participativo de estuários e manguezais.** Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2000, p.7-25.

MACEDO, S. J.; COSTA, K. M. P. Condições hidrológicas do estuário do rio Igarassu - Itamaracá - Pernambuco. **Trabalhos Oceanográficos**, Recife, v. 21, p. 7-32, 1990.

_____. Estudos ecológicos da região de Itamaracá. Pernambuco - Brasil. Condições Hidrológicas do Estuário do Rio Botafogo. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 30, p. 346- 368, 1978.

MACHADO, Ingrid. C. et al. Estudo da ocorrência dos metais pesados Pb, Cd, Hg, Cu e Zn na ostra de mangue *Crassostrea brasiliana* do estuário de Cananéia-SP, Brasil. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, São Paulo, v. 61, n. 1, p. 13-18, 2002.

MAIRESSE, Luiz Alberto da Silveira. **Avaliação da bioatividade de extratos de vegetais, enquanto excipientes de alaloquímicos**. 2005. 340 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, SC, 2005.

MALUF, João Carlos Cattini. Estudos dos metais-traço (Zinco, Cádmio e Chumbo) em duas regiões do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia- Iguape (SP) sob diferentes pressões antrópicas. 2002. 145f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009. Disponível em: http://www.inct-tmcocean.com.br/pdfs/Monografias/12_MalufUSP.pdf Acesso em: 12 ago. 2010.

MARECEK, V. et al. Voltammetric determination of nitrate, perchlorate and iodide at a hanging electrolyte drop electrode. *Analytica Chimica Acta.*, New York; Amsterdam, v. 185, n. 40, p. 359-362. 1986.

MARIGOMEZ, Ionan et al. Cellular and subcellular distribution of metals in molluscs. **Microscopy Research Technique**, New York, v. 56, n. 5, p. 358-392, mar. 2002.

MARQUES, H. L. A.; PEREIRA, R. T. L.; CORRÊA, B. C. Crescimento de mexilhões *Perna perna* (Linnaeus, 1758) em populações naturais no litoral de Ubatuba (SP), Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 18, p. 61-72, 1991.

MARTINS , A. P. C. et al. Cirrose hepática e hemocromatose neonatal secundária associadas à tirosinemia tipo 1: relato de um caso e diagnóstico diferencial com hemocromatose primária hereditária. **J. Bras. Patol. Med. Lab.**, Rio de Janeiro, v. 42, n. 2, p. 127-132, abr. 2006. Disponível em: <
<http://www.scielo.br/pdf/jbpm/v42n2/a10v42n2.pdf> . Acesso em: 05 jun.2010.

MARTINS, Fernando Grine. **Estudo espectrofotométrico de oxidação do sistema ferro (II)/tiocianato e seu aproveitamento analítico**. 2002. 108 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2002.

MATSUBARA, L.S. e FERREIRA, A.L.A.. Radicais livres: conceitos, doenças relacionadas, sistema de defesa e estresse oxidativo. **Revista da Associação Médica Brasileira**. São Paulo, v.43, n.1, Jan./Mar. 1997. Disponível em:
<http://www.scielo.br/pdf/ramb/v43n1/2075.pdf>. Acesso em: 05 jun.2010

MEGUELLATI, N., et al. A New Chemical Procedure in the Fractulation of Heavy Metal in Sediments. In: International Conference of Heavy Metals in the Environment, Heidelberg. 1983. **Anais...** 1983. p. 1090-1093.

MENDES, F. S. **Estudo ambiental de hidrocarbonetos de petróleo e de elementos químicos em sedimentos de fundo de um corpo lacustre no município de guararé, Estado do Rio Grande do Norte**. 2006. 165 f. Tese (Doutorado)– Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. 2006.

MERIAN, Ernest. **Metals and their compounds in the environmental**. New York: VCH, 1990.

MINOIA, C. et al. Trace element reference values in tissues from inhabitants of the European Community. IV. Influence of dietary factors. **Science Total Environmental**, Amsterdam, v. 141, n. 1-3, p. 181-195, jan. 1994.

MIRANDA, Luiz Bruner de; CASTRO, Belmiro Mendes de; KJERFVE, Björn. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários**. São Paulo: Editora de Univ. de São Paulo, 2002. Disponível em: <
http://books.google.com.br/books?hl=ptBR&lr=&id=cpM7lFEOS1sC&oi=fnd&pg=PA11&dq=estu%C3%A1rios+&ots=LpVDeQT_WU&sig=IUS4pVEOrBEYvEQG5BX4IKnLz8Y#v=onepage&q&f=false>. Acesso em: 05. jun. 2009.

MOREIRA Fátima Ramos; MOREIRA, Josino Costa. Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e seu significado para a saúde. **Revista Panamericana de Salud Publica**, Washington, v. 15, n. 2, p.119–29, feb. 2004.

MOREIRA, Ricardo Cosme Arraes; BOAVENTURA, Geraldo Resende. Referência Geoquímica regional para a interpretação das concentrações de elementos químicos nos sedimentos da Bacia do Lago Paranoá-DF. **Química Nova**, São Paulo, v.26, n. 6, p 812-820, nov./dez. 2003.

MOURA, Geraldo Jorge Barbosa de; SOUZA NETO, João Adauto de. Diagnóstico Geoquímico e Biótico Preliminar na área da Reserva Estadual de Gurjaú, Pernambuco. **Estudos Geológicos** v. 16, n. 1, p: 68-78, 2006. Disponível em:
http://74.125.155.132/scholar?q=cache:M6y6HM7jX68J:scholar.google.com/+jo%C3%A3o+adauto+de+souza+neto+metal+no+gurja%C3%BA-pe&hl=pt-BR&as_sdt=0,5
Acesso em: 05 out. 2010.

MOURA, R. T; PASSAVANTE, J. Z. O. Biomassa fitoplanctônica na baía de Tamandaré, Rio Formoso - Pernambuco, Brasil. **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de PE**, Recife, v. 23, p. 1-15, 1995.

MUÑOZ, Susana Inés. **Impacto ambiental na área do aterro sanitário e incinerador de resíduos sólidos de Ribeirão Preto, SP**: Avaliação dos níveis de metais pesados, 2002. 158 f. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2002.

MURCK, Barbar. W.; SKINNER, Brian. J. **Geology Today**: Understanding our planet. New York: John Wiley & Sons Inc, 1999. 527 p.

NARCHI, W. ; GALVÃO-BUENO, M. S. Anatomia funcional de *Mytella charruana* (D'Orbigny, 1846) (Bivalvia: Mytilidae). **Boletim de Zoologia da Universidade de São Paulo**, São Paulo, v. 6, p. 113-145, 1983.

NASCIMENTO, Luciana Araújo. **Diagnóstico da possível influência da atividade petrolífera em sedimentos de fudo da bacia Piranhas-Açu, regiões Baixo Açu/RN**. 2008. 124 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2008.

NAVAS-PEREIRA, D. et al. Níveis de contaminação por metais pesados e pesticidas na água, sedimento e peixes da represa de Barra Bonita. In: COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 13, São Paulo: CETESB, 1985. p. 1-21.

NICHOLAS, J.B. et al. – The New England Journal of Medicine, v. 336, n. 2, p.1557-1561, 1997.

NRIAGU, Jerome O. (Ed.). **Arsenic in the Environment**: Part I: Cycling and Characterization. New York: John Wiley & Sons, 1994. 448 p.

NOAA. **Screening Quick Reference Tables**. National Oceanic and Atmospheric Administration, Assessment and Restoration Division. 2008. Disponível em: http://response.restoration.noaa.gov/book_shelf/122_NEW-SQuiRTs.pdf. Acesso em: 27 set. 2009.

NORONHA, Tibério Jorge Melo de. **Avaliação das concentrações de metais pesados em sedimentos do estuário do rio Timbó, Pernambuco – Brasil**. 2008. 102 f. Dissertação (Mestrado) – Associação do Instituto de Tecnologia de Pernambuco, Recife, 2008. Disponível em: < <http://www.dominiopublico.gov.br/download/texto/cp065099.pdf>. Acesso em: 27 set. 2009.

NYBAKKEN, James. W. **Marine biology**: an ecological approach. New York: Harper Collins College Publishers, 1993.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1988. 434 p.

OGA, S.; BASILE, A.C. **Medicamentos e suas interações**. São Paulo: Atheneu, 1994. 199p.

OMS 1987. Selenium. Environmental Health Criteria N° 58. World Health Organization, Geneva, Switzerland. Disponível em: <https://apps.who.int/dsa/cat97/zehc1.htm#No.%2058:%20Selenium> Acesso em: 19 de outubro de 2009.

OLIVEIRA, J. A. **Mexilhão**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Tecnológicas de Pesca do Rio de Janeiro, 1982. 22 p.

OLIVEIRA, M. S. R. Estudo da Especiação de Metais Traço em Sedimentos de um Tanque de Cultivo de Camarão Marinho do Município de Santa Rita-PB. 2006. 83f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da Paraíba, 2006. Disponível em: http://www.quimica.ufpb.br/posgrad/dissertacoes/Dissertacao_Maria_Socorro_Ribeiro.pdf
Acesso em: 05 jun.2009

OLIVEIRA, Olivia Maria Carneiro de; CRUZ, Manoel Jerônimo Moreira; QUEIROZ, Antônio Fernando de Souza. Comportamento geoquímico de metais em sedimentos de manguezal da baía de Camamu-Bahia. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**., Itajaí, SC, v. 13, n. 2, p. 1-8, 2009. Disponível em: <https://www6.univali.br/seer/index.php/bjast/article/viewFile/2003/1516>. Acesso em: 28 out. 2010.

PEREIRA, O. M. et al. Determinação dos teores de Hg, Pb, Cd, Cu e Zn em moluscos (*Crassostrea brasiliana*, *Perna perna* e *Mytella falcata*). **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, São Paulo, v. 61, n. 1, p. 19-25, 2002. Disponível em: < http://biblioteca.ial.sp.gov.br/index.php?option=com_remository&Itemid=27&func=startdo wn&id=292. Acesso em: 06 out. 2010.

PEREIRA, Wellington S. e FREIRE, Renato S.. Ferro zero: uma nova abordagem para o tratamento de águas contaminadas com compostos orgânicos poluentes. **Química Nova**. vol.28, n.1, p. 130-136, 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/qn/v28n1/23049.pdf>. Acesso em: 25 mar. 2009.

PEREIRA, Renato Crespo; SOARES-GOMES, A. (Org.). **Biologia marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2002. 382 p.

PEREIRA-BARROS, J. B. Ecologia do sururu *Mytella falcata* (Mollusca, Mytilidae) da Lagoa de Mundaú (Maceió-AL). **Boletim de Estudos de Ciências do Mar**, Maceió, v 6, p. 84-86, 1987.

PERNAMBUCO. 1997. Decreto Estadual nº 19.635, de 13 de março de 1997. **Diário oficial do estado de Pernambuco**, Poder Executivo, 3p.

PETROPULU, M. O.; VARSAMIS, J.; PARISSAKIS, G. Speciation of arsenobetaine in marine organisms using a selective leaching/digestion procedure and hydride generation atomic absorption spectrometry. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 337, n. 3, p. 323-327, jan. 1997.

PFEIFFER, W. C. et al. Metais pesados da baía de Sepetiba, estado do Rio de Janeiro – RJ. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 37, n. 2, p. 297-302, 1985.

PHILLIPS, D. J. H. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments—a review. **Environmental Pollution**, London, v. 13, n. 4, p. 281-317, aug. 1977.

PIRES E FILHO Advogados Associados. **EIA/RIMA do CT/ GUADALUPE – Pernambuco**. Recife, 1993. V. 1 e 2.

PREDA, M.; COX, M. E. Trace metal occurrence and distribution in sediments and mangroves, Pumiscestone region, southeast Queensland, Austrália. **Environmental International**, New York, v. 28, n. 5, p. 433-449, nov. 2002.

QUAGLIA, Luiz J. C. **Estudo da Qualidade da Água do Canal de Taperoá (Valença-Ba). Implicações na Carcinocultura Marinha**. 1993. 113 f. Dissertação (Mestrado em produção aquática) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 1993.

QUINAIA, Sueli Pércio and ROLLEMBERG, Maria do Carmo Ezequiel. Selective reduction of arsenic species by hydride generation: atomic absorption spectrometry part 1 - reduction media. **Journal Brazilian Chemical Society**, São Paulo, v.8, n.4, p. 349-356, 1997. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/jbchs/v8n4/a06v08n4.pdf>>. Acesso em: 05. dez. 2010.

RAINBOW, Philips S. Biomonitoring of heavy metal availability in marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, v. 31, n. 4-12, p. 183–192, apr./dec. 1995.

RAUPP, Grasielle. **Avaliação Ambiental do Rio da Laje e Suas Interações com o Ecossistema Costeiro no Município de Sombrio – SC**. 2008. 115 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Santa Catarina, 2008.

REBELO, M. de Freitas.; AMARAL, M. C. do.; PFEIFFER, W. C. High Zn and Cd accumulation in oyster *Crassostrea rhizophorae* and its relevance as a sentinel species. **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, v. 46, n. 10, p. 1341-1358, oct. 2003.

REBELO, M. F.; AMARAL, M. C. R. and PFEIFFER, W. C.. Oyster condition index in *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) from a heavy-metal polluted coastal lagoon. **Journal Brazilian Biology**.vol.65, n.2, p. 345-351, 2005.Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/bjb/v65n2/v65n2a18.pdf>. Acesso em: 25 set. 2009.

RESSURREIÇÃO, Murício Gaspari; PASSAVANTE, José Zanon de Oliveira; MACÊDO, Sílvio José. Estudo da plataforma continental na área do Recife (Brasil): Variação da biomassa fitoplanctônica (08° 03'38 Lat. S., 34° 42'28 3° 52'00 Long. W). **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de PE**, v. 24, p. 39-59, 1996. Disponível em: < http://www.passavante.pro.br/paper/paper_resurreicao_1996.pdf>. Acesso em: 22 set. 2009.

RICKLEFS, Robert E. **A Economia da Natureza**. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003. 503 p.

RIZZO, Andréa C. Lima et al. **Processos Biológicos de Remoção de Selênio de Efluentes**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2007. 56 p. (Série Tecnologia Ambiental, 42)

ROCHA, Márcia França. **Variação espacial e sazonal dos níveis de metais nos sedimentos superficiais e ostra de mangue (*Crassostrea rhizophorae* Guilding, 1828) do complexo estuarino de Itamaracá(PE)**. 2000. 75 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2000.

ROCHA, Paula Beatriz Krebsky dos S. **Expressão gênica de proteínas transportadoras de zinco e metalotioneína em mulheres obesas**. 2008. 72 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2008.

RODRIGUES, Fabiana Aparecida Caldart. **Ecogenotoxicologia dos Agrotóxicos: Avaliação comparativa entre ecossistema agrícola e área de proteção ambiental**. 2006. 58 f. Tese (Doutorado) - Universidade de Brasília, Brasília, 2006. Disponível em: <http://repositorio.bce.unb.br/handle/10482/2208>. Acesso em: 03 ago. 2010.

RODRIGUES, Maria Lucia Kolowski; ROCHA, Heitor Ramos; FORMOSO, Milton Luiz Laquintinie . Avaliação do teor de arsênio em sedimentos fluviais sob a influência da atividade de curtumes. **Fepam em Revista**, Porto Alegre, v. 3, n. 2, p.4-11, 2010. Disponível em: http://www.fepam.rs.gov.br/fepamemrevista/downloads/Revista_V3N2%20-%202010%20-%20LEVE.pdf
Acesso em: 23 set. 2010.

RUPPERT, Edward E.; FOX, Richard S.; BARNES, Robert D. **Zoologia dos invertebrados: uma abordagem funcional-evolutiva**. 7. ed. São Paulo: Roca, 2005. 1145 p.

SALGUEIRO, M. J. et al. Zinc status and immune system relationship: a review. **Biological Trace Element Research** v. 76, n. 3, p. 193-205, 2000.

SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. **Metals in the Hydrocycle**, Springer Verlag: Berlin, 1984. 349 p.

SANDERS, J.G., RIEDEL, G.F., OSMAN, R.W. Arsenic Cycling and Its Impact In Estuarine and Coastal Marine Ecosystems, Technical Reprint, University of Maryland. In:

SANTOS, Mércia Maria Farias dos. **Impactos ambientais no estuário do rio Formoso a partir da confluência dos rios Ariquindá/Formoso, Tamandaré (PE)**. 2002. 115 f. Dissertação (Mestrado em gestão e política ambiental) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2002.

SÃO PAULO. Governo do Estado. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2000. 232 p.

SEIBERT, E. L. **Determinação de elementos traço em amostras de água do Mar, sedimento, mexilhões e ostras, da região costeira da ilha de Santa Catarina, SC, Brasil, por espectrometria de massa com fonte de plasma indutivamente acoplado.** 2002. 149 f. Tese (Doutorado) - Centro de Ciências Físicas e Matemáticas, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2002.

SHARMA, Virender K. et al. Metals in Sediments of the Upper Laguna Madre. **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, v. 38, n. 12, p. 1221-1226, dec. 1999.

SHIBATA, Y., MORITA, M., FUWA, K. 1992. Selenium and arsenic in biology: their chemical forms and biological functions. **Advances in Biophysics**, v. 28, p. 31-80, 1992.

SILVA, C. A. R. et al. Biomonitoring of trace metal contamination in the Potengi estuary, Natal (Brazil), using the oyster *Crassostrea rhizophorae*, a local food source. **Water Research**, New York, v. 35, n. 17, p. 4072-4078, dec. 2001.

SILVA, Carla da. **Metais pesados em peixes (*Micropogonias furnieri* e *Cynoscion acoupa*) e ostras (*Crassostrea brasiliana*), oriundos da baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil.** 2009. 88 f Dissertação (Mestrado)-Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2009a.

SILVA, Erasmo Soares da. Zinco. In: AZEVEDO, Fausto António de; CHASIN, Alice A. da Matta. **Metais: Gerenciamento da Toxicidade.** São Paulo: Atheneu, 2003a. p. 187-202.

SILVA, L. F. F. et al. Mercury accumulation in sediments of a mangrove ecosystem in SE Brazil. **Water, Air, Soil, Pollution**, Dordrecht, Holanda, v. 145, n. 1-4, may 2003.

SILVA, Héliida Karla Philippini da. **Concentrações de metais pesados nos sedimentos do estuário do rio Capibaribe, na região metropolitana do Recife (RMR) - Pernambuco/Brasil.** 2004. 101 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004.

SILVA, Marcos Honorato da. **Fitoplâncton do estuário do rio Formoso (Rio Formoso, Pernambuco, Brasil):** Biomassa, Taxonomia e Ecologia. 2003.132 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003b.

SILVA, Natália Micheli Tavares do Nascimento. **Avaliação das concentrações de elementos químicos nos sedimentos de fundo do estuário do Rio Formoso (PE).** 2009. 84 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009b.

SONI, Madhusudan G.; WHITE, Susan M.; FLAMM, W. Gary.; BURDOCK, George. A. Safety evaluation of dietary aluminium. **Regulatory Toxicology Pharmacology**, v. 33, n. 1, p.66-79, Feb. 2001.

SOTO, Manu; IRELAND, Mike P.; MARIGOMEZ, Ionan. The contribution of metal/shell-weight index in targettissues to metal body burden in sentinel marine molluscs 2. *Mytilus*

galloprovincialis. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 198, n. 2, p. 149-160, may. 1997.

SOTO-PEÑA, G.A.; LUNA, A.L.; ACOSTA-SAAVEDRA, L. et al. Assessment of lymphocyte subpopulations and cytokine secretion in children exposed to arsenic. **Federation of American Societies for Experimental Biology (FASEB)**, v. 20, p.779-781, 2006.

SOUZA, C. M. M.de ; PESTANA, Maria Heloisa D.; LACERDA, Luiz D. Geochemical partitioning of heavy metals in sediments of three estuaries along the coast of Rio de Janeiro (Brazil). **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.58, n.1-2, p. 63-72, dec. 1986.

SOUZA, N. R. **Avaliação da formação de piromorfita em solos contaminados com Pb através de espectroscopia de infravermelho- Ilha Solteira**. 2005. 72 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2005.

STEPHAN, Maria Carolina. **Avaliação dos níveis de contaminação por metais pesados em amostras de sedimentos da região estuarina de Santos e Cubatão-SP**. 2007. 65 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Católica de Santos, Santos, 2007.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. A manual of seawater analysis. **Bulletin Fisheries Reseach Board of Canadá**, Ottawa, n. 125, p. 1-205, 1972.

STUMMEYER, J.; HARAZIN, B.; WIPPERMANN, T. Speciation of arsenic in water samples by high-performance liquid chromatography-hydride generation-atomic absorption spectrometry at trace levels using a post-column reaction system. **Fresenius' Journal of Analytical Chemistry**, Berlin, v. 354, n. 3, p. 344-351, 1996.

TEÓDULO, M. J. R. **Avaliação dos níveis de metais pesados em solos do Complexo Industrial e Portuário de Suape (CIPS) e sedimentos de correntes dos rios Massangana, Tatuoca e Ipojuca-PE**. 2004. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004.

TESSIER, A.; CAMPBELL, P. G. C.; BISSOM, M. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Heavy Metals. **Analytical Chemistry**, Washington, v.51, n.7, p.844-850, june. 1979.

THOMAS, R. L. A protocol for the selection of process-oriented remedial option to control "in situ" sediments contaminants. Ecological effects of "in situ" sediments contaminants. **Hidrobiology**, Dordrecht v.149, n. 1, p. 247-258, 1987.

TÜRKMEN, Mustafa et al. Determination of metals in fish species from Aegean and Mediterranean seas. **Food chemistry**, Oxford, v. 113, n. 1, p. 233-237, mar. 2009.

UNESCO. **International Oceanographic Table**. Wormly: Optichrome, 1973. 141 p. v.2.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Methods for collection, storage and manipulation of sediment for Chemical and toxicological analyses:** technical manual. Washington: EPA, 2001. 208 p. Disponível em: <<http://nepis.epa.gov>>. Acesso em: 13 ago. 2010.

VESK, Peter A.; BYRNE, Maria. Metal levels in tissue granules of the freshwater bivalve *Hyridella depressa* (Unionida) for biomonitoring: the importance of cryopreparation. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 225, n. 3, p. 219-229, jan. 1999.

VIARENGO A. Heavy metals in marine invertebrates: Mechanisms of regulation and toxicity at the cellular level. **Reviews in Aquatic Sciences**, [S.l.], v. 1, p. 295-317, 1989.

VIDY, G. Estuarine and mangrove systems and the nursery concept: which is which? The case of the Sine Saloum system (Senegal). **Wetlands Ecology and Management**, v. 8, n. 1, p. 37-51, 2000.

VON EHRENSTEIN, O.S.; GUHA MAZUMDER, D.N.; HIRA-SMITH, M. et al. Pregnancy outcomes, infant mortality, and arsenic in drinking water in West Bengal, Índia. **American Journal Epidemiology**, v. 163, n.7, p. 662-669, 2006.

VON SPERLING, E. Considerações sobre o problema do arsênio em águas de abastecimento. In: Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 6; 2002, Vitória, ES. **Anais...Vitória, ES: ABES, 2002.**

WAGNER, Annemarie; BOMAN, Johan. Biomonitoring of trace elements in Vietnamese freshwater mussels. **Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy**, Oxford, v. 59, n. 8, p. 1125-1132, aug. 2004.

WATER TREATMENT SOLUTIONS –LENNTECH. **Aluminum**. 1998-2009. Disponível em: <<http://www.lenntech.com/periodic/elements/al.htm#ixzz0nk9sncIu>>. Acesso em: 20 nov. 2009.

_____. **Arsenic (As)**. 1998-2009. Disponível em: <<http://www.lenntech.com/periodic/elements/as.htm#ixzz1C0dw5Hxc>>. Acesso em: 12 maio 2009.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Selenium**. Geneva: WHO, 1987 (Environmental Health Criteria, 58)

_____. **Manganese**. Geneva: WHO, 1981. 95 p. (Environmental Health Criteria, 17)

_____. **Manganese and its compounds**. Geneva: WHO, 1999, 46 p. (Concise international chemical assessment document, 12).

_____. **Manganese and its compounds:** Environmental aspects. Geneva: WHO, 2004. 70 p. (Concise international chemical assessment document, 63)

YAO, Wensheng; BYRNE, Robert H. Determination of Trace Chromium (VI) And Molybdenum (VI) in Natural and Bottled Mineral Waters Using Long Pathlength Absorbance Spectroscopy (LPAS). **Talanta**, New York, v. 48, n. 2, p. 277-282, feb. 1999.

YUAN, Chun-gang. et al. Speciation of Heavy Metals in Marine Sediments from the East China Sea by ICP-MS with Sequential Extraction. **Environmental International**, New York, v.30, n. 6, p.769-783, aug. 2004.

ZHANG, Wei-xian; WANG, Chuan-Bao; LIEN, Hsing-Lung. Treatment of Chlorinated Organic Contaminants with Nanoscale Bimetallic Particles. **Catalysis Today**, Amsterdam, v. 40, n. 4, p. 387-395, may 1998.

APÊNDICES

APÊNDICE A- Resultado dos loadings para análise de Componentes Principais utilizando os dados referentes aos moluscos, parâmetros hidrológicos, matéria orgânica e metais.

LOADINGS

DADOS	PC01 (42%)	PC02 (17%)	PC03 (16%)
OstraJAN	-3.373	0.477	0.724
OstraFEV	-1.679	1.060	1.382
OstraMAR	-1.990	0.253	1.123
OstraJUN	1.958	1.726	0.794
OstraJUL	2.746	1.993	0.285
OstraAGO	0.253	1.027	0.523
SururuJAN	-2.912	-1.396	-0.311
SururuFEV	-1.366	-0.369	0.277
SururuMAR	-1.266	-2.192	-1.250
SururuJUN	4.309	-3.352	1.810
SururuJUL	3.119	0.592	-1.473
SururuAGO	0.202	0.181	-3.886
S‰	-0.374	-0.123	6,38E+01
Temp.	-0.348	-0.174	0.116
pH	-0.359	-0.152	-2,38E+01
Transp.	-0.331	-0.161	-2,02E+01
Oxig	0.345	0.177	-7,38E+01
DBO	9,62E+01	4,74E+01	-0.505
M.O.	0.211	0.128	9,96E+01
As	0.227	-0.465	0.195
Se	5,75E+01	-6,79E+01	0.530
Fe	0.278	-0.418	-6,28E+01
Al	0.192	-0.497	0.111
Cr	-0.266	-9,14E+01	8,06E+01
Zn	1,16E+01	0.414	0.303
Mn	0.216	-0.158	-0.245
Pb	0.202	9,28E+01	0.466

APÊNDICE B- - Resultado dos loadings para análise de Componentes Principais utilizando os dados referentes aos sedimentos, parâmetros hidrológicos, matéria orgânica e metais.

LOADINGS

DADOS	PC01 (44%)	PC02 (12%)	PC03 (10%)
P1DJ	-0.886	0.397	0.443
P1EJ	-2.104	2.086	0.156
P2DJ	1.888	0.538	-1.092
P2EJ	1.671	0.692	-0.378
P3DJ	3.078	0.174	0.269
P3EJ	3.515	0.271	-0.215
P4DJ	2.071	0.297	0.706
P4EJ	2.724	-0.704	0.759
P1DF	-2.872	3.227	-1.411
P1EF	-3.100	3.537	-1.200
P2DF	0.689	1.993	-0.196
P2EF	1.130	1.956	-0.197
P3DF	2.556	1.273	-0.685
P3EF	2.463	1.623	-0.204
P4DF	3.420	-0.196	-0.303
P4EF	4.579	-7,00E+01	-1.206
P1DM	-2.135	1.212	-0.337
P1EM	-2.148	1.226	-7,82E+01
P2DM	0.742	1.520	9,74E-01
P2EM	1.575	0.746	0.806
P3DM	1.489	0.933	3.175
P3EM	1.615	0.719	3.481
P4DM	2.733	-0.101	-2,39E+01
P4EM	3.496	-0.459	-0.442
P1DJN	-5.333	-0.959	0.454
P1EJN	-5.322	-1.198	-0.471
P2DJN	-2.239	1.008	-0.925
P2EJN	-1.421	0.449	-0.512
P3DJN	0.271	-0.673	-0.626
P3EJN	0.707	-0.780	-0.476
P4DJN	1.511	-1.638	-1.451
P4EJN	1.294	-1.138	-1.328
P1DJL	-4.352	-1.288	-1.195
P1EJL	-3.924	-1.265	-1.628
P2DJL	-2.654	9,36E+01	-1.053
P2EJL	-1.910	-0.751	-1.102
P3DJL	-0.968	-1.620	-5,08E+01
P3EJL	-0.521	-1.918	-0.374
P4DJL	1.031	-2.364	-1.067
P4EJL	0.452	-2.414	-1.071
P1DA	-4.213	-0.737	2.251
P1EA	-4.224	-1.459	3.128
P2DA	-1.622	0.358	1.671
P2EA	-0.837	7,88E+01	1.769
P3DA	0.869	-0.516	0.491
P3EA	1.022	-0.806	0.363
P4DA	1.776	-1.660	0.850
P4EA	2.421	-1.693	0.528
S%o	0.349	0.143	0.162
Temp.	0.298	0.404	0.125
pH	0.281	-0.366	0.109
Transp.	0.319	0.215	0.252
Oxig	-0.215	-0.477	-3,10E+01
DBO	-0.134	-1,19E+01	0.644
M.O.	-0.223	0.290	0.154
As	-0.314	-3,53E+01	0.221
Se	6,58E+01	0.257	-0.217
Fe	-0.297	0.272	-5,29E+01
Al	-0.307	0.274	1,46E+01
Cr	0.203	0.149	0.226
Zn	-0.334	0.187	-2,72E+00
Mn	-0.178	0.165	-0.103
Pb	-0.157	-0.153	0.532

APÊNDICE C- Resultados da Transparência da água

TRANSPARÊNCIA DA ÁGUA (cm)

PONTOS/MESES	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
P1	80	90	70	40	20	60
P2	110	120	140	55	20	110
P3	160	150	160	80	40	140
P4	140	150	165	120	50	130
Média	122,5	127,5	133,75	73,75	32,5	110

APÊNDICE D- Resultados da Temperatura

TEMPERATURA (°C)

PONTOS / MESES	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
P1	28,9	29,1	28,8	26,4	25,3	26,9
P2	29,9	30,5	30,1	27,7	26,3	28,3
P3	30,3	30,7	30,4	28,4	26,8	28,3
P4	30,3	30,8	30,7	28,6	27,3	27,9
Média	29,9	30,3	30,0	27,8	26,4	27,9

APÊNDICE E- Resultados da Salinidade

SALINIDADE						
PONTOS/MESES	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
P1	10,50	6,95	5,61	0,05	0,09	0,54
P2	26,92	26,20	25,40	5,69	6,61	12,43
P3	33,66	29,68	29,14	13,55	9,52	18,78
P4	34,18	27,27	26,47	8,67	14,55	26,71
Média	26,32	22,53	21,66	6,99	7,69	14,62

APÊNDICE F- Resultados do Potencial Hidrogeniônico

pH						
PONTOS / MESES	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
P1	6,8	6,7	6,7	7,0	6,9	7,0
P2	7,1	6,9	7,0	6,8	6,8	6,9
P3	7,3	7,1	7,1	7,0	7,1	7,1
P4	7,4	7,3	7,3	7,2	7,2	7,4
Média	7,2	7,0	7,0	7,0	7,0	7,1

APÊNDICE G- Resultados do Oxigênio Dissolvido

OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg.L⁻¹)						
PONTOS/ MESES	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
P1	4,14	4,29	4,20	7,93	7,11	6,52
P2	4,86	4,96	4,63	5,57	5,58	5,44
P3	4,71	4,30	4,54	5,62	5,98	5,70
P4	4,86	5,28	4,84	5,13	5,84	5,38
Média	4,64	4,71	4,55	6,06	6,13	5,76

APÊNDICE H- Resultados da Taxa de Saturação de Oxigênio

TAXA DE SATURAÇÃO DE OXIGÊNIO (%)						
PONTOS/ MESES	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
P1	2,94	1,31	1,77	0,50	1,95	5,74
P2	0,80	0,57	1,08	0,00	1,03	4,44
P3	0,66	0,11	7,97	2,50	1,43	2,34
P4	0,97	0,00	1,11	0,19	0,37	0,31
média	1,34	0,50	2,98	0,80	1,20	3,21

APÊNDICE I- Resultados da Demanda Bioquímica de Oxigênio

DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (mg.L⁻¹)

PONTOS/ MESES	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
P1	2,94	1,31	1,77	0,50	1,95	5,74
P2	0,80	0,57	1,08	0,00	1,03	4,44
P3	0,66	0,11	7,97	2,50	1,43	2,34
P4	0,97	0,00	1,11	0,19	0,37	0,31

APÊNDICE J- Resultados do Teor de Matéria Orgânica nos sedimentos superficial

MATÉRIA ORGÂNICA (%)						
PONTOS/MESES	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
P1MD	11,53	13,44	15,06	17,01	15,02	16,05
P1ME	15,02	16,18	15,93	15,91	14,04	15,25
P2MD	13,75	17,9	16,08	17,08	18,93	16,28
P2ME	15,11	17,55	15,98	16,71	15,07	15,98
P3MD	14,46	12,02	16,05	12,35	14,23	14,29
P3ME	12,25	11,13	14,03	11,4	10,2	11,53
P4MD	15,27	9,7	12,09	10,27	12,44	11,27
P4ME	11,01	10,23	11,2	11,49	13,57	10,25
Média	13,55	13,52	14,55	14,03	14,19	13,86

APENDICE K- Resultados da concentração de zinco no sedimento superficial

CONCENTRAÇÃO DE ZINCO NO SEDIMENTO SUPERFICIAL (mg.kg ⁻¹)						
PONTOS/MESES	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
P1MD	80	97	78	89	92	88
P1ME	88	85	74	85	85	80
P2MD	66	61	62	68	70	68
P2ME	76	60	50	72	68	68
P3MD	57	38	50	55	60	52
P3ME	47	56	50	49	60	54
P4MD	69	38	34	49	42	58
P4ME	48	36	30	51	50	48
Média	66	59	54	65	66	65
Desvio Padrão	15,1	22,6	17,2	16,2	16,7	14,1

APENDICE L- Resultados da concentração de selênio no sedimento superficial

CONCENTRAÇÃO DE SELÊNIO NO SEDIMENTO SUPERFICIAL (mg.kg ⁻¹)						
PONTOS/MESES	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
P1MD	160	336	180	230	260	280
P1ME	360	336	208	220	270	200
P2MD	320	336	236	280	270	240
P2ME	280	336	260	290	240	280
P3MD	160	336	220	180	190	240
P3ME	320	336	252	170	190	240
P4MD	160	336	236	210	240	240
P4ME	40	616	304	260	230	280
Média	225	371	237	230	236	250
Desvio Padrão	111,0	99,0	37,1	44,1	32,0	28,3

APENDICE M- Resultados da concentração de arsênio no sedimento superficial

CONCENTRAÇÃO DE ARSÊNIO NO SEDIMENTO SUPERFICIAL (mg.kg⁻¹)

PONTOS/MESES	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
P1MD	1200	1640	2115	2114	2130	2240
P1ME	1600	1640	2211	2030	2260	2400
P2MD	760	1240	1735	1820	1900	1760
P2ME	1040	1160	2067	1800	1870	1800
P3MD	840	880	1679	1470	1600	1360
P3ME	960	1200	1779	1450	1530	1560
P4MD	1320	1000	1687	1270	1200	1360
P4ME	1000	720	1287	1300	1290	1280
Média	1090	1185	1820	1657	1723	1720
Desvio Padrão	273,6	329,8	300,4	327,3	381,8	417,3

APENDICE N- Resultados da concentração de alumínio no sedimento superficial

CONCENTRAÇÃO DE ALUMÍNIO NO SEDIMENTO SUPERFICIAL (mg.kg⁻¹)

PONTOS/MESES	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
P1MD	84000	136000	88000	128000	96000	112000
P1ME	104000	140000	96000	124000	88000	116000
P2MD	64000	88000	80000	108000	80000	84000
P2ME	64000	96000	72000	112000	80000	92000
P3MD	68000	84000	72000	84000	84000	68000
P3ME	64000	84000	68000	88000	76000	84000
P4MD	84000	72000	60000	68000	68000	68000
P4ME	80000	52000	64000	64000	60000	60000
Média	76500	94000	75000	97000	79000	85500
Desvio Padrão	14252,8	30161,5	12235,8	24541,5	11263,1	20500,9

APENDICE O- Resultados da concentração de ferro no sedimento superficial

CONCENTRAÇÃO DE FERRO NO SEDIMENTO SUPERFICIAL (mg.kg⁻¹)

PONTOS/MESES	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
P1MD	36000	56000	36000	48000	44000	40000
P1ME	40000	56000	32000	52000	44000	36000
P2MD	28000	32000	28000	36000	32000	36000
P2ME	28000	36000	28000	28000	36000	32000
P3MD	24000	32000	32000	28000	28000	32000
P3ME	24000	32000	24000	28000	36000	32000
P4MD	32000	28000	32000	24000	20000	24000
P4ME	32000	20000	20000	24000	20000	24000
Média	30500	36500	29000	33500	32500	32000
Desvio Padrão	5631,5	12906,3	5127,0	10889,1	9426,4	5656,9

APENDICE P- Resultados da concentração de manganês no sedimento superficial

CONCENTRAÇÃO DE MANGANÊS NO SEDIMENTO SUPERFICIAL (mg.kg⁻¹)

PONTOS/MESES	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
P1MD	132	152	152	163	147	144
P1ME	156	165	144	160	158	140
P2MD	133	141	172	163	167	160
P2ME	117	91	92	99	110	92
P3MD	128	159	112	140	140	132
P3ME	135	158	152	128	132	100
P4MD	102	131	136	115	119	112
P4ME	135	98	132	141	130	116
Média	130	137	137	139	138	125
Desvio Padrão	15,6	28,4	25,1	23,6	19,2	23,4

APENDICE Q- Resultados da concentração de chumbo no sedimento superficial

CONCENTRAÇÃO DE CHUMBO NO SEDIMENTO SUPERFICIAL (mg.kg⁻¹)

PONTOS/MESES	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
P1MD	101	52	48	128	88	204
P1ME	96	60	60	92	52	248
P2MD	48	84	60	64	76	156
P2ME	52	64	76	64	68	136
P3MD	56	92	88	52	116	96
P3ME	60	88	124	48	108	80
P4MD	56	84	56	48	88	58
P4ME	80	76	60	60	100	42
Média	69	75	72	70	87	128
Desvio Padrão	20,8	14,6	24,6	27,5	21,2	72,4

APENDICE R- Resultados da concentração de cromo no sedimento superficial

CONCENTRAÇÃO DE CROMO NO SEDIMENTO SUPERFICIAL (mg.kg⁻¹)

PONTOS/MESES	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
P1MD	24	28	24	21	23	28
P1ME	24	27	24	10	27	28
P2MD	28	35	36	37	32	32
P2ME	36	39	40	41	32	36
P3MD	36	32	40	37	37	36
P3ME	36	46	44	43	40	36
P4MD	36	39	32	21	30	28
P4ME	36	35	28	25	22	32
Média	32	35	34	29	30	32
Desvio Padrão	5,7	6,2	7,7	11,8	6,3	3,7

APENDICE S- Resultados das porcentagens das frações granulométricas nos sedimentos superficiais

DADOS DAS FRAÇÕES GRANULOMÉTRICAS (%)

FRAÇÕES GRANULOMÉTRICAS/ MESES	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
Cascalho	1,08	0,47	1,46	1,60	2,06	0,82
Areia muito grossa	1,85	1,43	1,53	2,33	3,22	0,65
Areia grossa	4,48	3,74	4,30	3,05	3,88	1,03
Areia média	7,88	6,05	8,25	4,88	6,98	2,03
Areia fina	17,50	14,04	17,75	11,25	18,97	17,75
Areia muito fina	19,20	22,62	21,39	22,13	15,90	23,68
Finos	47,96	51,77	45,85	53,17	49,01	49,29

APENDICE T- Resultados da concentração de zinco nos moluscos filtradores

CONCENTRAÇÃO DE ZINCO NOS MOLUSCOS FILTRADORES (mg.kg⁻¹)

Molusco/Meses	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto	Média	Desvio Padrão
Ostra	175,67	290	454,33	533,33	384,33	170	334,61	148,76
Sururu	20	6,67	14,33	14,33	6,67	13,33	12,56	5,13

APÊNDICE U- Resultados da concentração de selênio nos moluscos filtradores

CONCENTRAÇÃO DE SELÊNIO NOS MOLUSCOS FILTRADORES (mg.kg⁻¹)

Molusco/Meses	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto	Média	Desvio Padrão
Ostra	3,50	3,84	3,00	2,33	3,33	3,33	3,22	0,51
Sururu	2,50	4,00	1,67	4,67	2,67	1,00	2,75	1,38

APÊNDICE V- Resultados da concentração de selênio nos moluscos filtradores

CONCENTRAÇÃO DE ARSÊNIO NOS MOLUSCOS FILTRADORES (mg.kg¹)

Molusco/Meses	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto	Média	Desvio Padrão
Ostra	4,16	7,50	11,00	13,67	11,33	9,00	9,44	3,34
Sururu	11,83	11,89	21,33	63,33	12,65	8,00	21,51	20,96

APÊNDICE W- Resultados da concentração de alumínio nos moluscos filtradores

CONCENTRAÇÃO DE ALUMÍNIO NOS MOLUSCOS FILTRADORES (mg.kg¹)

Molusco/Meses	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto	Média	Desvio Padrão
Ostra	115,67	116,67	391	609	154,33	127,67	252,39	204,29
Sururu	570	190	850	1616,67	492,33	255,67	662,45	523,81

APÊNDICE X- Resultados da concentração de ferro nos moluscos filtradores

CONCENTRAÇÃO DE FERRO NOS MOLUSCOS FILTRADORES (mg.kg⁻¹)

Molusco/Meses	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto	Média	Desvio Padrão
Ostra	43,33	70	129	131	114,33	121	101,44	36,19
Sururu	134,33	140	220	421	281	179	229,22	108,66

APÊNDICE Y- Resultados da concentração de manganês nos moluscos filtradores

CONCENTRAÇÃO DE MANGANÊS NOS MOLUSCOS FILTRADORES (mg.kg⁻¹)

Molusco/Meses	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto	Média	Desvio Padrão
Ostra	1,67	1,33	4,33	6,67	14,33	5,67	5,67	4,75
Sururu	6,67	6,67	12,33	10	6,67	10	8,72	2,40

APÊNDICE Z- Resultados da concentração de chumbo nos moluscos filtradores

CONCENTRAÇÃO DE CHUMBO NOS MOLUSCOS FILTRADORES (mg.kg⁻¹)

Molusco/meses	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto	Média	Desvio Padrão
Ostra	1,33	1,33	1,33	1,67	1,67	1,67	1,50	0,19
Sururu	1	0,67	1,67	2	1,67	0	1,17	0,75

APÊNDICE AA- Resultados da concentração de cromo nos moluscos filtradores

CONCENTRAÇÃO DE CROMO NOS MOLUSCOS FILTRADORES (mg.kg⁻¹)

Molusco/Meses	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto	Média	Desvio Padrão
Ostra	0,67	0,33	0	0	0	0	0,17	0,28
Sururu	1	0,33	0	0	0	0	0,22	0,40

ANEXOS

ANEXO A- Valores guias de qualidade de sedimento com metais-traço adotados pela NOAA (mg.kg^{-1}).

Indicador	As	Cr	Mn	Pb	Zn
TEL	5,9	37,3	--	35	123
PEL	17	90	--	91,3	315
SEL	33	110	1100	250	820

Fonte: NOAA.

ANEXO B- Concentrações médias utilizadas como Nível de Base Natural

ÁREAS	Cr (mg.kg^{-1})	Mn(mg.kg^{-1})	Zn(mg.kg^{-1})	Pb(mg.kg^{-1})
Rádio Pina (interna)				
BRAYNER (1998)	18,2	177,8	111,8	40,9
Complexo Estuarino				
de Itamaracá (PE)	--	158,7	73,2	--
ROCHA (2000)				

ANEXO B- Dados pluviométricos dos meses de coleta

MÊS	Precipitação total mensal (mm)
Janeiro	79,5
Fevereiro	232,8
Março	71,4
Junho	314,5
Julho	218,6
Agosto	302,7

Estação de observação Usina Cacau-Rio Formoso

Fonte: LAMEPE/ www.itep.br/lamepe.asp

Acessada em 14/06/2010